

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: NOZP



DIPLOMOVÁ PRÁCE

**VLIV ROSTOUCÍ POKRYVNOSTI INVAZNÍHO TRNOVNÍKU AKÁTU NA
PTAČÍ SPOLEČENSTVA V LESNÍCH POROSTECH**

**THE EFFECT OF AN INCREASING COVERAGE OF INVASIVE BLACK
LOCUST ON BIRD COMMUNITIES IN FOREST STANDS**

Bc. Magdalena KROFTOVÁ

Vedoucí diplomové práce: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 28. 8. 2016

.....

podpis

Poděkování

Ráda bych poděkovala doc. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D., vedoucímu mé diplomové práce, za trpělivost, obrovskou podporu, vždy věcné připomínky k práci a její velmi přátelské vedení. Děkuji Mgr. Janovi Hanzelkovi za pomoc při výběru vhodných lokalit k výzkumu. Dále děkuji Bc. Martinovi Dušátkovi za pomoc při zjišťování charakteristik vegetace v terénu. Mnohokrát děkuji i rodičům za dlouholetou finanční podporu při studiu a svým přátelům za podporu psychickou.

Abstrakt

Biologické invaze jsou jednou z nejvýznamnějších hrozeb pro globální biodiverzitu a jejich negativní dopad byl zjištěn i na některé ptačí druhy. I přes relativně velké množství odborných prací zabývajících se dopady invazních rostlin na ptačí společenstva jsou jejich výsledky nejednotné a zejména není jasné, jak ptáci reagují na různě masivní výskyt daného invazního druhu v původních porostech. Odpovědi na invaze, zdá se, se podstatně liší v závislosti na ekologických vlastnostech jednotlivých druhů ptáků. Tato práce je příspěvkem k řešení této problematiky; zkoumala jsem dopady invaze trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) na ptačí společenstva ve třech typech různě silně invadovaných lesních porostů: v původních čistě dubových (*Quercus* spp.), částečně invadovaných s různým podílem trnovníku akátu (smíšené porosty) a čistě akátových. Předchozí studie zkoumající ptáky v čistě dubových, resp. čistě akátových porostech zjistily, že se tyto typy porostů výrazně liší strukturou vegetace, ovšem neliší se celkovým počtem ptačích druhů, nicméně s dubem se pojili ekologičtí specialisté, zatímco s akátem generalisté. Proto jsem předpokládala, že (1) celková druhová bohatost bude nejvyšší ve smíšených porostech se středním podílem akátu, (2) habitatoví specialisté budou úzce spojeni s původními dubovými porosty, (3) habitatoví generalisté budou spojeni především se smíšenými a akátovými porosty, (4) invazní trnovník akát bude na ptáky působit zejména vlivem pozměněné struktury vegetace. Na 32 studijních plochách jsem zjistila údaje o hnízdní početnosti jednotlivých druhů ptáků a charakteristiky struktury vegetace. Výsledky získané pomocí lineárních modelů ukazují, že většina zmíněných předpokladů se potvrdila, a sice: (1) celková druhová bohatost ptáků byla nejvyšší ve smíšených porostech, nižší v akátových a nejnižší v původních dubových porostech, (2) generalisté (měřeno jejich druhovou bohatostí) nejvíce preferovali smíšené a pak akátové porosty, (3) obě výše zmíněné patnosti byly průkazné pouze bez odfiltrování vlivu struktury vegetace, a pokud se ta zahrnula do modelů, nebyla již původnost/nepůvodnost dřeviny podstatná. Předpoklad týkající se specialistů se nepotvrdil, zřejmě vlivem omezené velikosti vzorku. Tyto výsledky naznačují, že trnovník akát není pro ptáky příliš velkou hrozbou, je-li v porostu zastoupen pouze jako příměs a že jeho heterogenní vegetační struktura může řadu druhů dokonce lákat, zejména pokud se v porostu vyskytuje i významnější podíl původních dřevin, které zřejmě poskytují ptákům potřebné potravní zdroje. Čistě dubové porosty, alespoň ty na zkoumaných plochách reprezentované hospodářskými lesy, naopak nejsou pro ptáky příliš atraktivní, zřejmě vlivem uniformní struktury a/nebo vysokého zástínu. Dále je zřejmé, že většina mnou zjištěných druhů ptáků nepotřebuje

rozsáhlou plochu svého preferovaného porostu (tj. dubu, resp. akátu) a zajímá je především struktura vegetace, jejíž vyšší různorodost se zřejmě pojí s lepšími možnostmi hnízdních úkrytů či vyšším množstvím dostupné potravy.

Abstract

Biological invasions are one of the most important threats to global biodiversity and they were also found to negatively affect some bird species. Despite relatively large number of scientific studies dealing with the impacts of invasive plants on bird communities, their results are inconsistent, especially it is not clear how birds respond to increasing levels of expansion of invasive species in native species stands. Moreover, bird responses to plant invasions seem to depend on the ecological characteristics of individual bird species. This study contributes to elucidation of this problem; I investigated the impacts of black locust (*Robinia pseudoacacia*) invasion on bird communities in three types of forest stands with different levels of invasion: in stands containing solely the native oak (*Quercus* spp.), in partially invaded stands with different proportions of black locust and oak (mixed stands) and in pure black locust stands. Previous studies that examined birds in pure oak and pure black locust stands have found that they differ markedly in vegetation structure, but not in the total number of bird species. However, habitat specialists were associated with the oak stands, while generalists with the black locust stands. Therefore, I predicted that (1) the total species richness will be highest in mixed stands with medium proportion of black locust, (2) habitat specialists will be closely associated with the native oak stands (3) habitat generalists will mainly be associated with the mixed and black locust stands, (4) invasive black locust will affect birds mostly due to its altered vegetation structure. I surveyed bird occurrence and characteristics of vegetation structure in 32 study plots. Results obtained by using linear models showed that the majority of my predictions was supported; (1) the total bird species richness was highest in the mixed stands, lower in the black locust stands and the lowest in the native oak stands, (2) generalists (measured by their species richness) favoured the mixed stands the most and then the black locust stands, (3) both aforementioned patterns were significant only without factoring out the effect of vegetation structure, and if it was included in the models then the tree origin (exotic or native) was not significant anymore. Prediction regarding the specialists was not supported, probably due to the limited sample size. These results suggest that the invasive black locust is not a particular threat for birds if present in forest stands together with the native tree species and its heterogeneous vegetation structure may actually attract many birds, while the native trees most likely provide food sources for birds at the same time. On the other hand, pure oak

stands, at least the surveyed ones represented by the managed forests, are not very attractive for birds, probably due to their uniform structure and/or high shading. Furthermore, it is obvious that majority of the bird species recorded does not need a large area of the preferred tree species (i.e. oak or black locust) and are primarily influenced by vegetation structure, whose greater heterogeneity may provide better breeding opportunities or higher food availability.

Obsah

Abstrakt.....	4
Abstract.....	5
1. Úvod.....	8
1.1. Testované hypotézy.....	12
1.2. Cíle práce.....	14
2. Metodika.....	14
2.1. Trnovník akát (<i>Robinia pseudoacacia</i>).....	14
2.2. Celková charakteristika oblasti.....	17
2.3. Výběr studijních ploch.....	17
2.4. Mapování vegetace.....	19
2.5. Sčítání ptáků.....	21
2.6. Zpracování dat.....	22
3. Výsledky.....	23
3.1. Druhové bohatství ptačích společenstev ve zkoumaných porostech	23
3.2. Vztah početnosti jednotlivých druhů ptáků a podílu trnovníku akátu v porostu.....	25
4. Diskuse.....	32
5. Závěr.....	37
6. Použitá literatura.....	39
7. Přílohy.....	48

1. Úvod

Biologické invaze jsou jednou z nejvýznamnějších hrozeb pro globální biodiverzitu (Butchart et al., 2010, Pyšek et al., 2012).

Invazní rostliny jsou lidmi zavlečené nepůvodní druhy rostlin, které jsou po introdukci do nového prostředí schopné samostatné reprodukce a začnou se v něm masivně šířit (Schneider et al., 2010). Jsou to rostliny vysoce konkurenceschopné, mívají intenzivní fotosyntézu a metabolismus a rychle se množí a vytlačují tak původní rostliny (Ehrenfeld, 2003, Liao et al., 2008). Často jim také napomáhá skutečnost, že nejsou v novém prostředí predátoři či parazité, kteří by jejich růst a šíření přirozeně omezovali (Richardson et al., 2000 ex. With, 2002). Mohou mít například i rozvinutější kořenový systém, díky němuž jsou schopny odebírat živiny z míst, kam původní druhy vůbec nedosáhnou (Ehrenfeld, 2003, Liao et al., 2008). Nežádoucí invazní rostliny také vylučují sekundární metabolity (v ČR například trnovník akát - *Robinia pseudoacacia* nebo bolševník velkolepý - *Heracleum mantegazzianum*), prostřednictvím nichž mění biogeochemii půdy a ovlivňují uhlíkový a dusíkový cyklus nebo působí alelopaticky na ostatní rostliny (Liao et al., 2008, Weidenhamer et Callaway, 2010). Tímto zapříčiňují změnu druhového složení v okolním prostředí (Ehrenfeld, 2003). Invazní rostliny mohou někdy osidlovat niky uvolněné nějakou antropogenní činností, které původní rostliny nejsou schopny využívat (Didham et al., 2005). Často se ale šíří dál a jejich vliv se s antropogenními zásahy do krajiny spíše sčítá a tak působí silně negativně na již narušená a pozměněná (a tudíž velmi zranitelná) původní rostlinná společenstva (Didham et al., 2005).

Invazní rostliny díky svým vlastnostem mění fungování a strukturu celých ekosystémů a přispívají k biotické homogenizaci (Hejda et al., 2009, Holland-Clift et al., 2011, Liao et al., 2008, Rodewald et al., 2010). Například v několika studiích zkoumajících vliv invazního trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) na ptačí společenstva byla v jeho porostech zjištěna vyšší diverzita habitatových generalistů (Hanzelka et Reif, 2015, Reif et al., 2016a) pravděpodobně související s více vyvinutým a bohatším keřovým patrem a větším množstvím mrtvého dřeva (tedy vyšší heterogenitou prostředí), zapříčiněnými nejspíš schopností trnovníku akátu fixovat dusík a tak zvyšovat množství živin v půdě (Castro-Diez et al., 2014) nebo jeho oproti původnímu porostu méně zapojeným stromovým patrem, v důsledku čehož se do nižších pater dostává více sluneční energie (Hurlbert, 2004). Naopak ve studii Holland-Clift et al. (2011) invaze vrby *Salix rubens* v Austrálii vedla ke vzniku výrazně strukturně homogenních ploch, na kterých lze očekávat nižší diverzitu jak ptačích specialistů, tak i generalistů (Reif et al., 2016a). V některých studiích, například Sitzia et al. (2012), kde

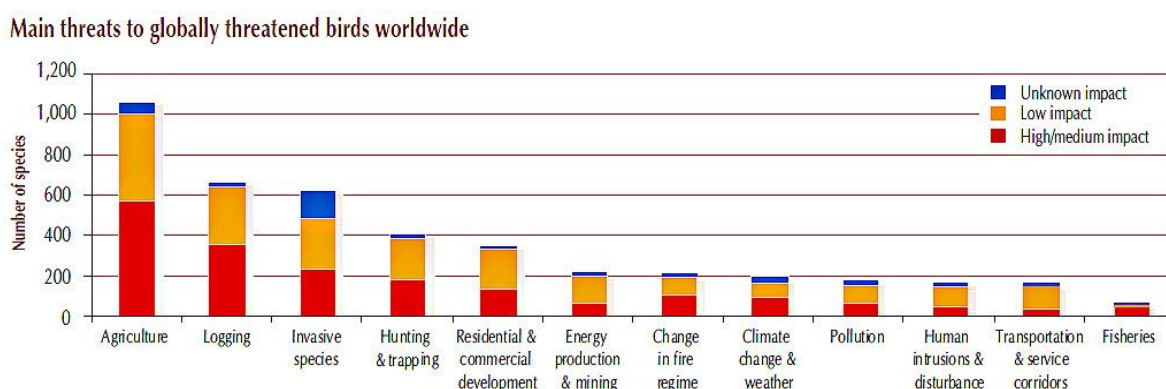
porovnávali diverzitu rostlin na plochách invadovaných trnovníkem akátem a plochách s původním porostem, však nebyl mezi rostlinnými společenstvy zjištěn žádný výrazný rozdíl.

Velkoplošná invaze může také zapříčinit fragmentaci původního biotopu (Estades et Temple, 1999, Schmidt et Whelan, 1999.) Vznikají tak menší izolované ostrůvky, které jsou nevhodné pro velké druhy, mohou hostit jen menší počet jedinců resp. druhů, a pokud jsou od sebe příliš vzdáleny, mohou vést k lokální extinkci některých (meta)populací nebo druhů (Estades et Temple, 1999, Schmidt et Whelan, 1999).

Dále mohou porosty invazní rostliny působit jako ekologické pasti; zvíře je vyhodnotí jako pro život příznivé, avšak ve výsledku dojde ke snížení jeho fitness (např. snížení reprodukční úspěšnosti kvůli vyšší míře predace) (Remeš, 2003, Schmidt et al., 2005, Schmidt et Whelan, 1999). Zvýšená frekvence výběru invadované plochy oproti ploše s původním porostem tudíž nemusí vůbec znamenat její vyšší kvalitu (Remeš, 2003, Schmidt et Whelan, 1999).

V současné době dochází na celém světě ke snižování početnosti i druhové diverzity ptáků (Şekercioğlu et al., 2004, Scheiman et al., 2003). Mezi nejvýznamnější působící faktory (viz Obr. 1) patří destrukce a ztráta stanovišť (Delach, 2006) zapříčiněné změnou využívání krajiny, kácením lesů, intenzifikací zemědělství (Dean et al., 2002) a globální klimatickou změnou (Both et al., 2006), dále přímé působení nepůvodních predátorů, pronásledování člověkem (BirdLife International, 2008) a jako sice méně zásadní, ale pořád poměrně významný faktor lze jmenovat i rostlinné invaze (BirdLife International, 2008, Clavero et al., 2009, Delach, 2006, Dean et al., 2002).

Obr. 1: Hlavní hrozby pro celosvětově ohrožené druhy ptáků (převzato se souhlasem - BirdLife International, 2008).



Vliv invazních rostlin na ptáky není však vždy výhradně negativní (pro přehled viz Kroftová, 2014). Stejně tak, jak se liší dopady rostlinných invazí na původní rostlinná

společenstva, tak se liší i dopady na ptačí společenstva. Jednotlivé druhy ptáků a i odlišné ekologické skupiny druhů ptáků (např. specialisté vs. generalisté) jsou vůči rostlinným invazím a jimi zapříčiněným změnám různě citlivé a různě na ně reagují (Hanzelka et Reif, 2015). V odborných pracích na téma vlivu invazních rostlin na ptáky se nejčastěji setkáme s těmito důsledky; vyšší míra predace ptačích hnízd (např. Remeš, 2003, Rodewald et al., 2010, Schmidt et Whelan, 1999), nižší reprodukční úspěšnost (Remeš, 2003), nižší druhová bohatost společenstev (viz metaanalýza Vilà et al., 2011) a negativní ovlivnění potravních zdrojů (Flanders et al., 2006, Ma et al., 2011). Jednotlivé důsledky budou rozebrány v následujících odstavcích.

Jak již bylo zmíněno, rozsáhlá invaze často zvyšuje uniformitu porostu (Holland-Clift et al, 2011 a další). Důsledkem toho bývají ptačí hnízda snáze dostupná pro predátory, což vede k jejich vyšším ztrátám (Borgman et Rodewald, 2004). Na druhou stranu mohou být někde porosty invazní rostliny hustší než původní (např. *Spartina alterniflora* vs. původní druhy v Kalifornii, USA - Delach, 2006), nebo mít navíc trny (např. keř *Berberis thunbergii* ve studii Schmidt et al., 2005) a pak jsou hnízda naopak hůře nalezitelná a/nebo lépe chráněna. Struktura nového porostu může tedy být pro ptáky pozitivní, avšak záleží vždy na konkrétním případě. Zmíněná *Spartina alterniflora* silně fragmentovala původní biotopy a byla pro ptáky ekologickou pastí, jelikož v jejích porostech docházelo k zaplavování hnízd (Delach, 2006).

Negativní ovlivnění potravních zdrojů bylo zjištěno velkým množstvím studií. Většinou znamená jak nižší rozmanitost, tak i menší množství potravy (anebo alespoň jedno z toho) a týká se především členovců (např. Dean et al., 2012, Flanders et al., 2006, Gan et al., 2009, Ma et al., 2011, Mills et al., 1989). Tyto úbytky členovců jsou nejspíš zapříčiněny jejich vazbou na nějaké původní druhy rostlin, které v důsledku invaze vymizely (v případě trnovníku akátu pravděpodobně hlavně kvůli zvýšenému množství dusíku a toxických látek v půdě) (Hanzelka et Reif, 2015). Původním druhům členovců mohou vadit i pozměněné mikroklimatické podmínky (změna vlhkosti, zastínění) nebo ku příkladu menší prostupnost spodních pater porostu (Buchholz et al., 2015, Skórka et al., 2010). I v případě potravních zdrojů může ale invaze mít pozitivní vliv; invazní rostlina může být novým zdrojem semen či plodů pro ptáky nebo mít například výživnější opad, jenž je potravou pro členovce, kteří jsou pak potravou pro ptáky (Buchanan, 1989 ex. Reichard et al., 2001). V případě potravy je však zásadní rozdíl mezi dopady na ptačí specialisty a generalisty. Hanzelka et Reif (2015) a Reif et al. (2016a) studovali vliv trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) na ptáky a porovnávali invadované akátové porosty s původními porosty s dominujícím dubem (*Quercus* spp.). Podle těchto studií jsou specializované druhy ptáků pravděpodobně závislé na nějakém konkrétním

typu potravy, který, pokud příčinou invaze vymizí, způsobí zásadní snížení jejich abundance. Generalisté nejsou na žádný konkrétní druh potravy vázáni a tak na ně případné změny tohoto typu nemusejí mít žádný vliv. V porostu trnovníku akátu ve studiích Hanzelka et Reif (2015) a Reif et al. (2016a) naopak dosahují vyšších abundancí. Generalisté jsou adaptováni k tomu, aby byli schopni využívat různé druhy habitatů, tudíž jim nahrazení původního prostředí či potravních zdrojů nevadí tolik jako specialistům, a jejich široká ekologická valence jim umožňuje kolonizaci invadovaných ploch. U porostů trnovníku akátu generalisté rádi využívají jeho struktury, která je pro hnízdění daleko příznivější než struktura, již jim poskytuje původní dubový porost. Úbytek a soustředění specialistů v původním porostu a zároveň vyšší abundance generalistů v invadovaném porostu nicméně neznamenaají pozitivní efekt. Dochází vlastně k homogenizaci ptačích společenstev nahrazením specializovaných druhů generalisty (Hanzelka et Reif, 2015, Reif et al., 2016a).

Snížení celkové diverzity ptačích společenstev příčinou invaze zjistili například Hajzlerová et Reif (2014), kteří zkoumali dopady invazní křídlatky (*Reynoutria* spp.) na březích řek v České republice. Nižší diverzita ptactva se zdá být logickým důsledkem snížené diverzity rostlinných společenstev (a často i snížené diverzity členovců). Avšak ve studii Reif et al. (2016a), kde v porostech invazního trnovníku akátu docházelo ke změnám druhového složení ptačích společenstev, snížení celkové druhové bohatosti nezaznamenali. Je tedy možné, že invaze trnovníku akátu na rozdíl od invazí jiných druhů rostlin snížení celkové diverzity ptáků nezpůsobuje. Podle některých studií je diverzita ptačích společenstev dána především strukturou porostu (Scheiman et al., 2003, Schmidt et al., 2005), spíše než tím, zda je, nebo není invazní. Pokud je tedy struktura nového porostu příznivější, nemusí ke snížení diverzity ptačích společenstev docházet.

Další dosud prakticky neprozkoumanou možností je, že počet druhů ptáků není ovlivněn pouze tím, zda je daný porost tvořen invazní, nebo původní rostlinou, ale i tím, v jakém vzájemném poměru jsou původní a invazní rostlina na dané lokalitě zastoupeny. Můžeme spekulovat, že částečné rozšíření invazní rostliny může v původním biotopu heterogenitu prostředí naopak zvýšit, zvláště byl-li předtím relativně strukturně nebo druhově homogenní. To by mohlo vysvětlit, proč některé studie uvádějí, že je vliv invazní rostliny na druhové bohatství ptáků negativní, zatímco jiné pozitivní nebo neutrální (Kroftová, 2014).

Právě vztahem druhového bohatství ptáků, struktury vegetace a míry zastoupení invazní rostliny v lesním porostu se zabývá předložená práce. Na modelovém systému trnovníku akátu zkoumá, jaké mají jednotlivé druhy vztah k rostoucímu podílu této invazní rostliny na studijní ploše a jak tento podíl ovlivňuje celkové druhové bohatství ptáků, resp. počet druhů

specialistů a generalistů. Lze předpokládat, že ve smíšených porostech (tj. porostech tvořených jak původní, tak nepůvodní rostlinou) bude více druhů než v čistých původních (dubových) nebo čistých invazních (akátových) porostech. Tento předpoklad vychází z obecně známého poznatku, že „diverzita vede k další diverzitě“. Je dokázáno, že vyšší členitost prostředí udržuje vyšší biodiverzitu. Čím více nik a mikrohabitatů je na lokalitě, tím více druhů organismů tam může koexistovat (Tokeshi, 1999). Smíšené porosty, ač s invazními trnovníky akáty, by tudíž mohly hostit vyšší druhovou bohatost ptáků, než porosty jednodruhové. To podporuje např. i studie Birčáka et Reifa (2015), kteří zjišťovali rozdíly v druhové bohatosti ptačích společenstev v různě starých smíšených a čistě bukových porostech. Ve smíšených porostech se nacházelo celkově více druhů pravděpodobně z důvodů většího species poolu, ve kterém se na rozdíl od čistého porostu buku nacházely i druhy specifické pro jehličnany (Birčák et Reif, 2015). Zároveň si však porosty zachovávaly druhy vyloženě specializované na listnaté stromy (Birčák et Reif, 2015). V jejich studii se sice nejednalo o invazní porosty, dalo by se však předpokládat, že stejný princip bude fungovat i při porovnávání porostů v této práci a že druhy nepotřebují rozsáhlejší plochu svého oblíbeného porostu.

Zároveň bychom se mohli domnívat, že specialisté se budou vyskytovat především v původních dubových porostech, jelikož nebudou schopni se přizpůsobit novému prostředí tvořenému trnovníkem akátem a budou vázáni na původní druhy rostlin nebo členovců (Hanzelka et Reif, 2015, Reif et al., 2016a), zatímco generalisté budou využívat přednostně smíšených a akátových porostů, protože nebudou limitováni vazbou na původní druhy, jsou schopni tolerovat široké spektrum podmínek a díky tomu budou moci využívat nového prostředí (Devictor et al., 2008), ve kterém by mohla být výhodou lepší struktura porostu a menší konkurence právě specialistů, kteří budou v původním prostředí díky jejich adaptaci zdatnějšími konkurenty.

1.1. Testované hypotézy

Jak je uvedeno výše, tato diplomová práce se zabývá výskytem ptáků v porostech původních dřevin (dále nazývány jako „původní porosty“), v porostech částečně invadovaných trnovníkem akátem (dále nazývány jako „smíšené porosty“) a nakonec v čistě akátových porostech (dále nazývány jako „akátové porosty“). Všechny dosavadní studie se zabývaly vždy pouze čistě původními nebo čistě invazními porosty trnovníku akátu. Tato práce staví na jejich poznatcích a také zkoumá ptáky v těchto typech porostů, ovšem spolu s tím se zaměřuje i na porosty, kde se původní a nepůvodní dřevina mísí a vytváří tak

zajímavou kombinaci ekologických podmínek. V rámci této práce se budou testovat následující hypotézy:

1) Původní a akátové porosty se od sebe počtem druhů ptáků neliší. Ačkoliv obecně platí, že invazní druhy hostí chudší ptačí společenstva než původní porosty, v případě akátu se ukázalo, že tomu tak není. Tato hypotéza sice již byla nedávno otestována (Hanzelka et Reif, 2015, Hanzelka et Reif, 2016, Reif et al., 2016a), ale pro východiska této práce je důležité zjistit, zda platí i na mnou nasbíraných datech.

2) Ve smíšených porostech bude více druhů než v původních i akátových porostech, jelikož zde budou zároveň přítomny druhy specifické pro oba typy porostů.

Předpokladem této hypotézy je, že většina druhů nevyžaduje rozsáhlejší plochu svého oblíbeného porostu (tj. původního nebo akátového) a nevádí jim příměs jiného typu porostu nebo jim dokonce smíšený porost z nějakého důvodu vyhovuje. To by mohl být případ středoevropských druhů ptáků, kteří se s fragmentací svého prostředí musí vyrovnávat po většinu své evoluční historie vlivem kolísání klimatu (Dynesius et Jansson, 2000); zároveň dlouhotrvající působení člověka na naši krajinu zapříčinilo, že s druhy vyžadujícími rozsáhlé plochy preferovaného prostředí se už prakticky nesetkáváme (Tomialojc, 2000).

3) Ve smíšených porostech bude méně druhů než v původních i akátových porostech, jelikož v ptačích společenstvech dominují druhy specifické pro jeden konkrétní typ porostu, které zároveň potřebují rozsáhlejší plochu onoho porostu (čistý původní porost nebo čistý akát), a příměs jiného typu porostu jim tedy vadí.

Tato hypotéza předpokládá, že zkoumané ptačí druhy jsou (i) natolik striktně vázány na akátový, resp. původní porost, takže nemohou žít v jiné dřevině, a (ii) jsou citlivé na omezení jeho rozlohy, takže v menším porostu chybí, i když je tvořen preferovanou dřevinou. Pro první předpoklad by mohl nasvědčovat významný rozdíl mezi druhovým složením ptačích společenstev v původních a nepůvodních porostech (Hanzelka et Reif, 2015, Reif et al., 2016a). Druhý předpoklad není v podmínkách středoevropské člověkem využívané krajiny příliš reálný (viz výše) a byl by splněn spíše v podmínkách tropických nížinných lesů (Báldi, 1996), na druhou stranu i v temperátní zóně se právě mezi lesními ptáky řada druhů citlivých na fragmentaci preferovaného porostu vyskytuje (Böhning-Gaese et al., 1993) a je zajímavé otestovat, zda to není zrovna případ i zkoumaných společenstev.

4) Druhové vlastnosti budou predikovat preferenci ptáků pro jednotlivé typy porostů. Řada studií ukázala, že různé ekologické vlastnosti jednotlivých druhů se uplatňují při výběru jejich prostředí (shrnutí viz Wiens, 1989). V případě invazního trnovníku akátu předchozí

studie zjistily, že mezi tyto vlastnosti patří zejména míra biotopové specializace (Hanzelka et Reif, 2015, Hanzelka et Reif, 2016, Reif et al., 2016a). Zde budu testovat, jestli to potvrzují i mnou nasbíraná data.

5) Biotopoví specialisté budou vázáni na původní porosty, zatímco generalisté budou častěji v akátových i smíšených porostech. Druhy, které se adaptovaly na úzké spektrum prostředí, pravděpodobně nebudou příliš schopny osídlit porosty invazní dřeviny, zatímco pro generalisty tato omezení nebudou platit (Devictor et al., 2008). Smíšené porosty by tedy měli využívat zejména generalisté, kteří budou umět využívat výhody obou typů porostů (viz hypotéza 2).

6) Invazní druh působí na ptáky především vlivem své pozměněné struktury vegetace. Různé studie ukázaly, že invaze nepůvodní dřeviny je spojena zejména se změnou fyziognomie porostu (Gan et al., 2009, Holland-Clift et al., 2011, Scheiman et al., 2003, Vilà et al., 2011), což je asi nejzásadnější faktor, který ovlivňuje složení společenstev lesních ptáků (Hanzelka et Reif, 2016, MacArthur et MacArthur, 1961). V případě akátu byl také tento vliv potvrzen (Hanzelka et Reif, 2016). Lze tedy předpokládat, že po odfiltrování vlivu struktury vegetace budou ptačí společenstva, ať co do druhového bohatství nebo druhových vlastností, mezi jednotlivými typy porostu méně odlišná, než když se tento vliv nezohlední.

1.2. Cíle práce

Cíle této práce jsou (i) získat údaje o hnízdní početnosti jednotlivých druhů ptáků v původních, smíšených a čistě akátových porostech a (ii) otestovat výše popsané hypotézy.

2. Metodika

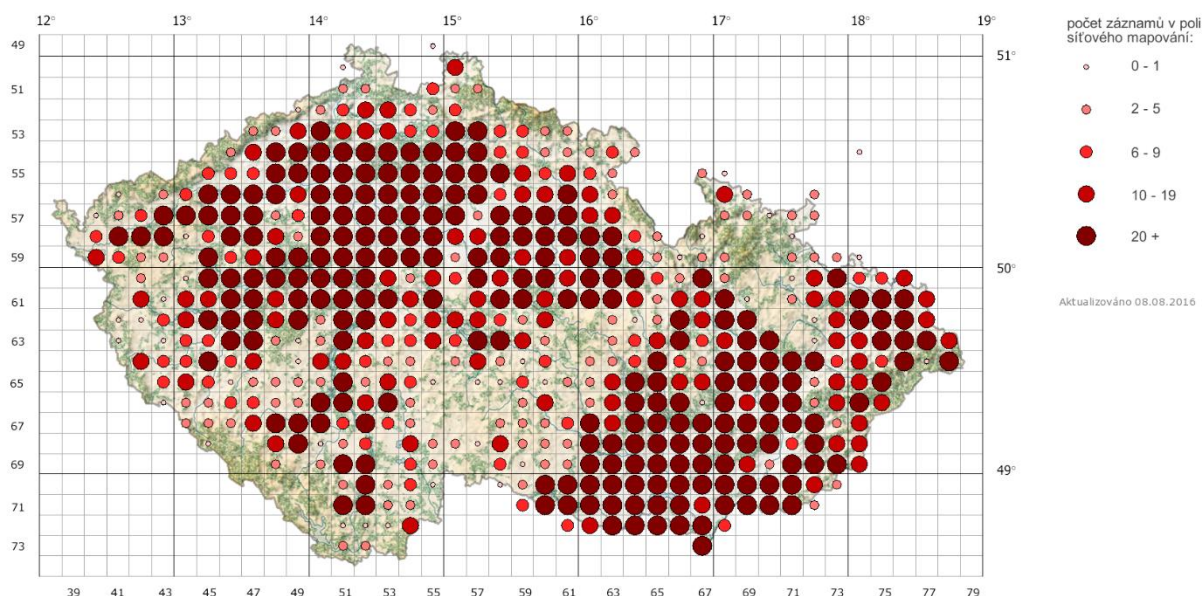
2.1. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*)

Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) je dřevina původně z jihovýchodních států Severní Ameriky, která byla do Evropy introdukována na počátku 17. století (Buchholtz et al., 2015, Vadas, 1914 ex. Botanický ústav AV ČR et al., 2014). Na jihovýchodě Severní Ameriky měl akát původně dva oddělené areály rozšíření; východní areál v Apalačských horách, kde se vyskytoval především jako příměs ve smíšených lesích, a západní areál zasahující až ke státu Oklahoma (Huntley, 1990). Postupně však začaly akáty pronikat na odlesněné nebo disturbované plochy a rozšířily se po celých USA i Kanadě (Huntley, 1990). Jeho dovezením do Evropy a rozšířením se proslavil francouzský botanik Jean Robin, po němž získala dřevina i své latinské jméno (Chmelař, 1983)

Trnovník akát začal být v Evropě hojně vysazován v 19. století (Slavík, 1995 ex. Reif et al., 2016a) především jako okrasná dřevina (Vadas, 1914 ex. Botanický ústav AV ČR et al., 2014), avšak o jeho rozšíření se zasloužili i včelaři, dle kterých je med z akátu jeden z nejchutnějších a nejzdravějších (Kolbek et al., 2004). Dále byly akáty díky své schopnosti vázat vzdušný dusík (Cierjacks et al., 2013) pomocí symbiotických bakterií rodu *Rhizobium* na jejich kořenech (Batzli et al., 1992), způsobu mocného šíření se podzemními výběžky (kořenové výmladky) (Cierjacks et al., 2013) a své nenáročnosti vysazovány na mělkých, chudých a skalnatých půdách jako protierozní opatření (Botanický ústav AV ČR et al., 2014, Slavík, 1995 ex. Reif et al., 2016a).

Počáteční rozšíření trnovníku akátu po Evropě je tedy zásluhou cílené výsadby, dalšímu šíření napomohly jeho invazní vlastnosti; kromě výše zmíněných i rychlý růst, schopnost invadovat i půdy chudé na živiny, vylučování sekundárních metabolitů a pravděpodobně i menší tlak herbivorů v Evropě (Kowarik et al., 2013). Trnovník akát se tak stal jednou ze tří nejvíce rozšířených invazních rostlin v Evropě (Cierjacks et al., 2013). V České republice v roce 2014 zabíraly trnovníky akáty plochy o celkové rozloze 14 tisíc hektarů (tj. asi 0,53 % plochy lesa), místa jejich výskytu lze vidět na Obr. 2 (ÚHUL, 2014).

Obr. 2: Výskyt trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) v České republice v roce 2016 (převzato se souhlasem autorů - AOPK ČR, 2016).



© AOPK ČR 2016, podkladová data © ČÚŽK



Vylučováním sekundárních metabolitů, toxických látek alelopaticky působících na ostatní rostliny (robinetin, myricetin a quercetin) a vázáním dusíku akáty velmi silně ovlivňují okolní prostředí (Benesperi et al., 2012, Nasir et al., 2005). Tyto dvě vlastnosti zapříčiňují typický vzhled akátin s rozvinutým křovím a hustým podrostem především nitrofilních druhů bylin. V podrostu nejčastěji nalezneme vlaštovičník větší (*Chelidonium majus*), netýkavku malokvětou (*Impatiens parviflora*), kulík městský (*Geum urbanum*), kerblík lesní (*Anthriscus sylvestris*) nebo česnáček lékařský (*Alliaria petiolata*) (Vítková, 2013 ex. Chytrý, 2013). V těchto typech akátin tedy dochází k vytlačování původních druhů, změně skladby společenstev, eutrofizaci a druhovému ochuzení. Akátiny s dominantními nitrofyty (Obr. 3 vlevo) jsou sice nejčastější, avšak jen jednou ze čtyř asociací akátin v centrální Evropě (Vítková et Kolbek, 2010). Dalšími jsou druhově chudé akátiny s travnatým podrostem (Obr. 3 vpravo), středně vysoké světlé akátiny s lipnicí hajní (*Poa nemoralis*) a druhově nejbohatší keřovité akátiny nacházející se na xerothermních stanovištích (Slavík, 1995 ex. Reif et al., 2016a, Vítková et Kolbek, 2010).

Změny v druhové skladbě okolní flory mívají za důsledek i změny v místní fauně. Rozdílný chemismus půdy snižuje vhodnost habitatu pro některé původní druhy rostlin (Benesperi et al., 2012), na které mohou být vázány druhy bezobratlých; ty jsou tudíž invazí také postiženy (Hanzelka et Reif, 2015). Buchholz et al. (2015) zkoumali dopady invaze trnovníku akátu na členovce a zjistili, že jejich celková diverzita se mezi invazními a původními porosty nelišila, nedocházelo tedy k homogenizaci habitatu. Avšak lišilo se druhové složení taxocenózy střevlíkovitých brouků (Carabidae), nacházely se zde jiné funkční skupiny pavouků (Araneae) a abundance pěti taxonů (Chilopoda, Formicidae, Diptera, Heteroptera a Hymenoptera) byly nižší (Buchholz et al., 2015). Příčinou nižších abundancí byla pravděpodobně rozdílná struktura akátin (Buchholz et al., 2015). V důsledku vyšší dostupnosti dusíku byly keřové a bylinné patro studovaných ploch hustší, což mohlo vadit xerofilním (suchomilným) mravencovitým (Formicidae), stonožkám (Chilopoda) nejspíš vadila horší prostupnost vegetace, jelikož na zemi hledají opad, a dvoukřídlí (Diptera), blanokřídlí (Hymenoptera) a ploštice (Heteroptera) měli nejspíš nižší abundance proto, že jejich herbivorní zástupci a opylovači byli vázaní na původní druhy rostlin, které vymizely (Buchholz et al., 2015). Reif et al. (2016a) též studovali akátové porosty a zjistili v nich celkově nižší diverzitu nočních motýlů (Lepidoptera), které brali za ukazatel zdrojů potravy pro ptáky. Jejich diverzita zároveň korelovala s diverzitou specializovaných druhů ptáků (Reif et al., 2016a). Vliv trnovníku akátu na bezobratlé živočichy, potažmo na ptáky, může tedy být různorodý, avšak rozhodně je zásadní.

Obr. 3: Dva typy akátin - akátiny s dominantními nitrofyty (vlevo) a druhově chudé akátiny s travnatým podrostem (vpravo). Foto: Magdalena Kroftová.



2.2. Celková charakteristika oblasti

Studovaná oblast se nachází ve střední Evropě, v České republice, na území hlavního města Prahy a ve Středočeském kraji (Obr. 4). Geomorfologicky se jedná o Českou Vysočinu a převážně o Poberounskou subprovincii. Přírodní podmínky jsou zde vzhledem k velikosti území značně rozmanité. Celá oblast má rozlohu zhruba 720 km². Les zde pokrývá asi 20 % plochy (MHMP, 2013, KHS et Statistický úřad, 2013). Najdeme zde porosty domácích i exotických druhů, jednodruhové listnaté, smíšené, borové i smrkové. Poměr jehličnatých ku listnatým porostům je asi 45 % jehličnatých na 55 % listnatých.

Nadmořská výška oblasti je rovněž různá, obecně by se dalo říci, že se od severu k jihu zvyšuje, rozsah nadmořské výšky je cca od 170 m. n. m. do 570 m. n. m. a průměrná nadmořská výška je asi 330 m (Web Středočeského kraje, 2016). Ročně zde spadne průměrně 590 mm srážek (CHMI, 2015).

Dle fytogeografického členění se většina oblasti nachází v Českém Termofytiku a jihovýchodní cíp částečně v Českomoravském Mezofytiku. Z geologického hlediska do oblasti zasahují Česká křídová tabule, spodní paleozoické sedimenty, proterozoické metamorfované horniny a variské magmatity středočeského plutonu.

2.3. Výběr studijních ploch

Cílem této diplomové práce bylo porovnat ptačí společenstva na třech typech ploch. Jako přirozený porost byly zvoleny plochy s dominujícími duby (*Quercus* spp.), nižší patra zde byla velmi málo zastoupena, pokud ano, tak se v nich většinou nacházely semenáčky listnatých dřevin nebo traviny. Na invadovaných plochách dominoval trnovník akát (*Robinia*

pseudoacacia) a v nižších patrech se vyskytovaly různé druhy keřů např. hlohy (*Crataegus* spp.), bez černý (*Sambucus nigra*), trnka obecná (*Prunus spinosa*), srstka angrešt (*Ribes uva-crispa*) nebo růže šípková (*Rosa canina*). Třetím typem byly smíšené porosty s různým vzájemným poměrem dubů a akátů.

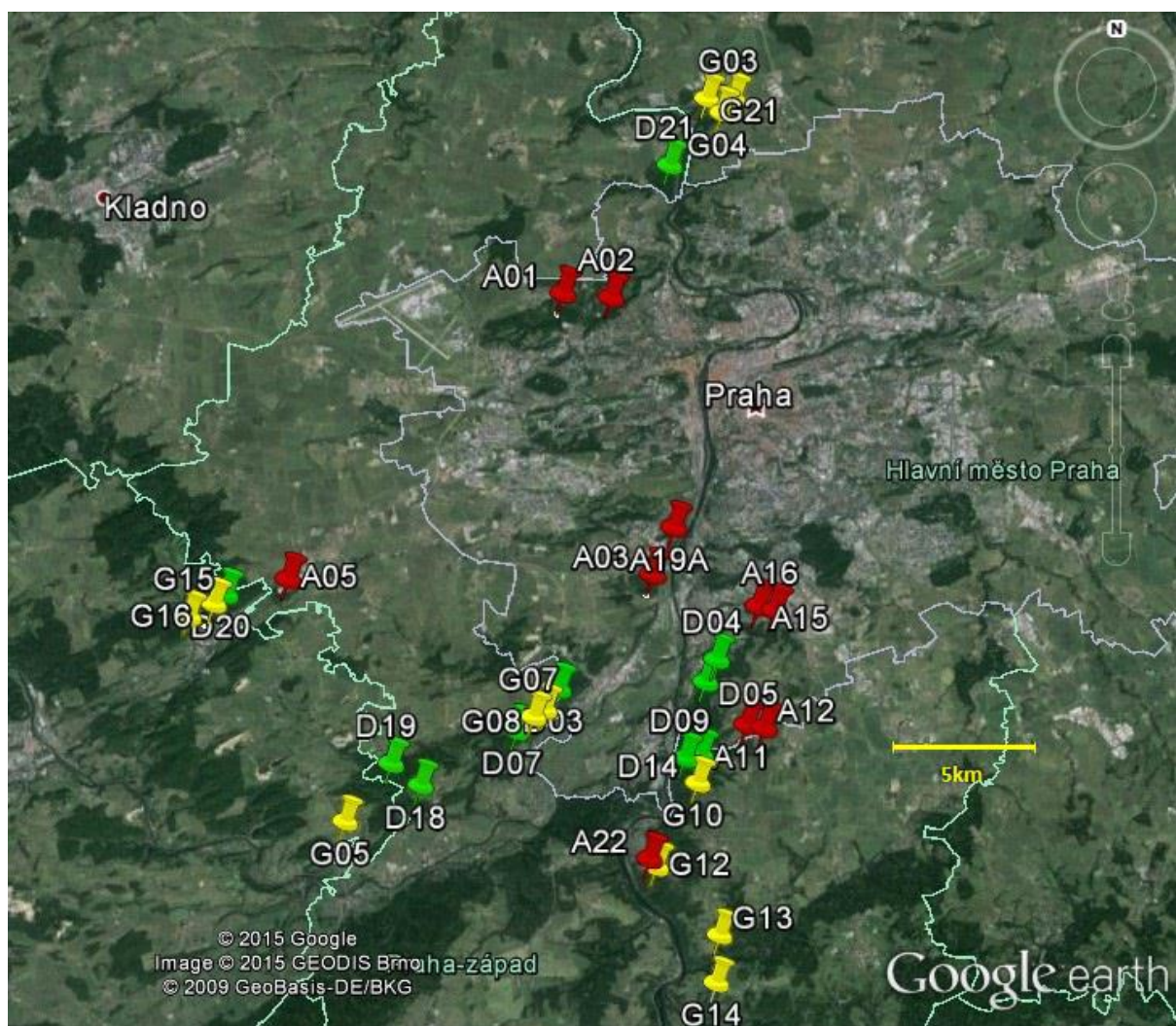
Rozloha každé plochy byla 1 ha, většinou o tvaru čtverce 100×100 m, někdy jinak z důvodů nedostatečné velikosti vhodného porostu, příměsí, blízkosti okrajů či zásahů v porostu. Hranice žádné plochy nebyla zároveň okrajovou hranicí lesa. Skrze plochy nikdy neprocházely cesty, netekly potoky ani nebyly nijak jinak výrazně rozděleny.

Pro výběr studijních ploch jsem si nejprve vytipovala vhodné lokality podle mapových snímků na Google Earth, kde lze po jistém tréninku poznat porosty dubu, akátu a jejich směsí. Dále jsem pomocí Geoportálu ÚHUL získala informace o druhové skladbě předběžně vytipovaných porostů, zakmenění apod. Vytipované lokality jsem poté prošla, zjistila přibližné druhové složení porostů, zaznamenala případné probírky či plánované těžby a takto postižené či jinak nevhodné plochy jsem vyřadila.

Celkově jsem do výzkumu zařadila 32 ploch, z čehož 10 bylo dubových, 10 akátových a 12 smíšených s různým poměr akátu ku dubu (Obr. 4). Plochy byly relativně rovnoměrně rozloženy okolo hlavního města Prahy, převažující množství však jihozápadně. Vždy byly vzdáleny minimálně 500 m od sebe, abych zabránila opětovnému započítávání těch samých ptáků na různých plochách. Výběr ploch nebyl náhodný, jak by bylo ideální z hlediska statistického zpracování dat, ale řídil se nabídkou vhodných porostů ve studijní oblasti. Lze říci, že vzhledem k výše popsaným omezením (velikost plochy 1 ha, vyloučení blízkosti okraje lesa, vyrovnaný poměr čistých doubrav, akátin a směsí v celkovém vzorku) jsem zahrнула do výzkumu všechny dostupné plochy, které splňovaly popsaná kritéria.

V terénu jsem každou plochu vymezila pomocí laserového dálkoměru Walther LRF 400, buzoly Olympia a GPS Garmin Etrex; výhodou byl spolupracovník, který mi někdy pomáhal s přesným vyměřením hranic každé plochy. Hranice ploch jsem označovala pomocí výstražné červenobílé ohraničovací pásky připevněné okolo kmene stromů stojících v rozích každé plochy a uprostřed jejích stran.

Obr. 4: Rozmístění výzkumných ploch. Červené špendlíky s označením A- jsou akátové plochy, zelené s označením D- dubové a žluté s označením G- smíšené.



2.4. Mapování vegetace

Po vytyčení všech ploch jsem určovala základní charakteristiky porostu - procentuální zastoupení trnovníku akátu, resp. dubu a dalších dřevin a odhad zápoje stromového, keřového a bylinného patra. Pro toto jsem na každé ploše vymezila čtyři menší čtverce o velikosti 10×10 m, na kterých jsem zkoumala přesné druhové složení stromů nad 20 cm DBH a odhadovala zápoj jednotlivých pater. Plošky jsem se do porostu snažila umisťovat rovnoměrně, avšak také s ohledem na jejich reprezentativnost vůči celé ploše, protože při zcela pravidelném rozmístění plošek (25 m kolmo od hrany plochy, 35 m uhlopříčně z rohu a 30 m od hrany další malé plošky) by nebyly vždy dostatečně reprezentativní. Porost zde mohl

být řidší, než na zbytku plochy, zastoupení stromů odlišné apod. V takovýchto případech jsem plošku posunula na (dle mého mínění) vhodnější místo.

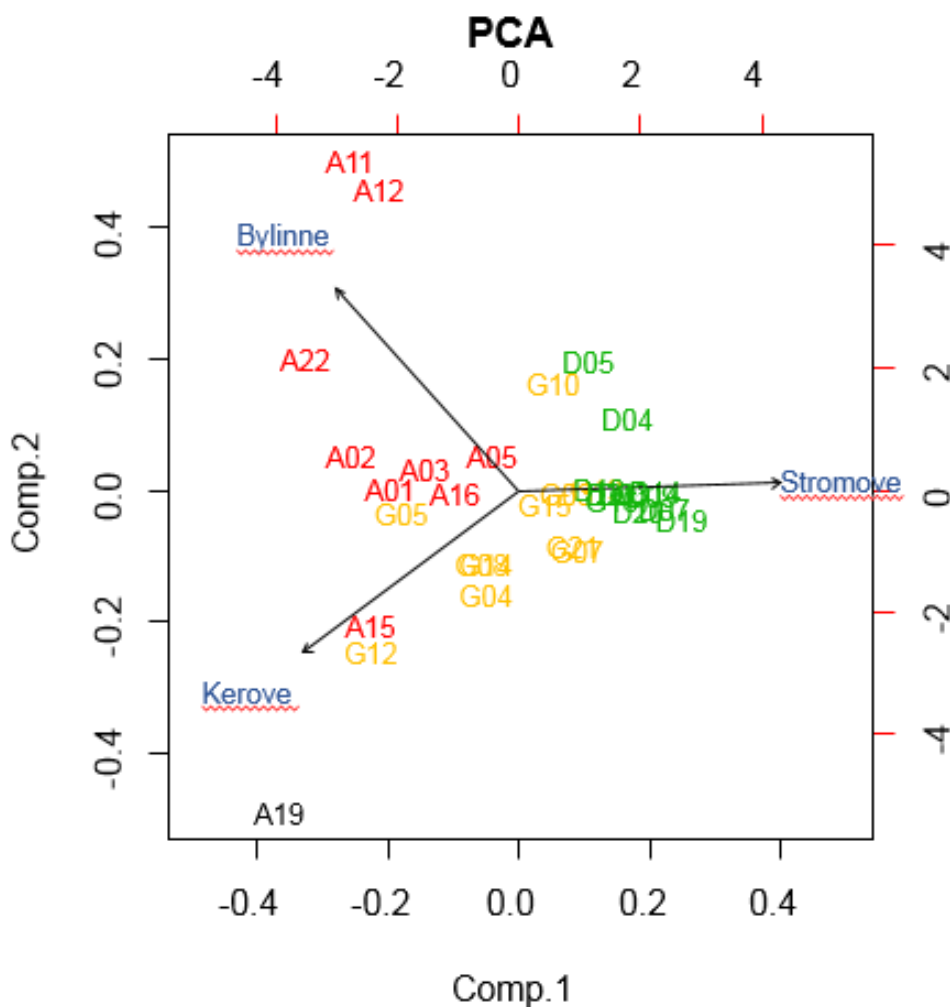
Druhové složení studovaných porostů bylo následující; akátové porosty musely být vždy úplně bez dubů (*Quercus* spp.), ostatní příměsi se nacházely jen na třech plochách a to maximálně do 12,5 % celkové rozlohy - habr obecný (*Carpinus betulus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a lípa malolistá (*Tilia cordata*). Na ostatních akátových plochách se žádné příměsi stromů nad 20 cm DBH nenacházely.

Původní dubové porosty musely být vždy bez trnovníků akátů, jiné příměsi se vyskytovaly jen na dvou plochách a to do 30% - lípa malolistá (*Tilia cordata*), habr obecný (*Carpinus betulus*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a dub červený (*Quercus rubra*).

Smíšené porosty se skládaly z dubů (*Quercus* spp.) a trnovníků akátů (*Robinia pseudoacacia*) v různém poměru, další příměsi nad 20cm DBH zabíraly maximálně do 23,5 % rozlohy plochy, a byly jimi - habr obecný (*Carpinus betulus*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), třešeň obecná (*Prunus cerasus*) a javor babyka (*Acer campestre*).

Jelikož vegetačních proměnných bylo několik a dala se předpokládat jejich vzájemná souvztažnost, bylo pro další analýzu praktické jejich množství zredukovat a získat proměnnou, která uchopí hlavní rysy vegetace na plochách a přitom neztratí příliš velké množství informace. K tomu jsem použila analýzu hlavních komponent (*Principal component analysis* - PCA). Pomocí PCA jsem zjistila vzájemný vztah charakteristik vegetace (zápoje bylinného, keřového a stromového patra) na jednotlivých plochách, a pak vytvořila jedinou souhrnnou proměnnou PC1. Ta zachycuje gradient od nejvíce zapojeného keřového a bylinného patra a nejméně zapojeného stromového patra, přes střední hodnoty zápoje po nejvíce zapojené stromové patro (Obr. 5). PC1 vysvětluje 65,1% variability, druhá ordinační osa PC2, zobrazující gradient mezi keřovým a bylinným patrem, pak 29,2 %. Výsledky PCA ukazují, že v porostech trnovníku akátu je silně zapojené keřové a bylinné patro, stromové je velmi rozvolněné (Obr. 5). V doubravách má velký zápoj naopak především stromové patro. Smíšené porosty jsou někde uprostřed těchto dvou extrémů (Obr. 5).

Obr. 5: Ordinační diagram ukazující dva hlavní gradienty (osa x , resp. y) ve struktuře vegetace na výzkumných plochách. Gradienty byly získány analýzou hlavních komponent vztahující k sobě navzájem relativních pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater (bylinné, keřové a stromové; zobrazeny šipkami a modrými nápisy) na výzkumných plochách (zobrazeny alfanumerickými kódy). Akátové plochy mají označení A- a červenou barvu, dubové plochy D- a zelenou barvu a plochy se smíšenými porosty G- a žlutou barvu.



2.5. Sčítání ptáků

Sčítání na každé ploše proběhla dvě během hnízdní sezóny roku 2015. První na začátku dubna, kdy nejvíce aktivují brzy hnízdící druhy jako sýkory (Paridae), šoupálci (*Certhia* sp. div.) nebo šplhavci (Picidae), druhé na začátku května 2015, kdy vrcholí období rozmnožování ostatních druhů (Kloubec et Čapek, 2012). Samotné sčítání probíhalo tak, že jsem každou plochu pomalu procházela (do tvaru menšího čtverce - z jedné strany na druhou, dolů, na druhou stranu a zpět nahoru do výchozího bodu) a přitom zaznamenávala všechny přítomné ptáky. Každého jedince jsem si zaznamenávala do náčrtu konkrétní plochy, aby

nedošlo k tomu, že bych později během téhož sčítání znovu započítala téhož jedince na tom samém místě. Opětovné zaregistrování toho samého ptáka se však samozřejmě nedá vyloučit, protože někteří jedinci jsou velmi aktivní a přelétávají z místa na místo. Předpokládám ale, že tato chyba je minimální vzhledem k relativní přehlednosti porostů na jaře (hustota olistění apod.). Na každé ploše jsem strávila během jednoho sčítání ptáků přibližně 20 minut. Sčítání začínala co nejdříve po východu slunce (6:00) a maximálně do 10:00 h dopoledne – podle Bibby et al. (2000) jsou ptáci nejaktivnější po východu slunce a jejich aktivita se k večeru postupně snižuje. Sčítání probíhalo jen za příznivých klimatických podmínek (bez deště, sněžení či silného větru). Pořadí navštívených ploch bylo náhodné a při druhém sčítání jiné než při prvním, aby na žádné ploše nebyli ptáci sčítáni pouze brzy ráno nebo pouze později dopoledne. Ptáky, kteří jenom přelétávali nad plochou, jsem nezapočítávala. Jedno sečtení všech 32 ploch mi zabralo 12 dní.

Pro určování abundance jednotlivých druhů na jednotlivých plochách jsem použila vyšší početnost daného druhu na dané ploše z obou sčítání, což je běžně používaný přístup (viz Julliard et al., 2006, Koleček et al., 2015, Reif et al. 2016a), neboť lze důvodně předpokládat, že počet zjištěných jedinců je ve skutečnosti podhodnocen, takže jejich zaznamenané maximum je blíže realitě než třeba průměr z obou sčítání.

2.6. Zpracování dat

Z dat získaných při terénním výzkumu jsem vytvořila datovou matici obsahující početnost každého druhu na jednotlivých plochách. Z této matice jsem vytvořila následující proměnné použité k další analýze: celkový počet druhů na jednotlivých plochách, počet druhů generalistů a počet druhů specialistů.

Rozdělení druhů na specialisty a generalisty se řídilo studií Reif et al. (2010), ve které 11 českých ornitologů klasifikovalo 137 druhů ptáků jako specialisty nebo generalisty a následně se podle převažující odpovědi rozhodlo o výsledném určení.

Pro zjištění závislosti počtu druhů, počtu druhů specialistů a počtu druhů generalistů na typu porostu jsem použila lineární model. Tato analýza sloužila k porovnání druhové bohatosti na třech typech ploch (dub, akát, směs) a ke zjištění, jestli určité typy porostu přednostně nehostí společenstva ptáků s určitou převažující strategií – spíše generalisty nebo spíše specialisty.

Abych ověřila, zda je rozdílné složení společenstev zapříčiněno samotnou druhovou identitou dřevin, nebo spíše strukturou jejich vegetace, musela jsem vliv struktury vegetace odfiltrovat. K odfiltrování vlivu struktury vegetace jsem do modelů zahrnovala souhrnnou

charakteristiku porostu PC1, kterou jsem získala prostřednictvím PCA popsané v kap. 2.4. Mapování vegetace.

Dále jsem vztahovala početnost jednotlivých druhů ptáků k podílu akátu na plochách. K tomu jsem použila zobecněné lineární modely (*Generalized linear models* - GLMs) s Poissonovým rozdělením, modely jsem počítala s lineárním členem, s kvadratickým členem, a s odfiltrováním i bez odfiltrování souhrnné charakteristiky porostu PC1.

3. Výsledky

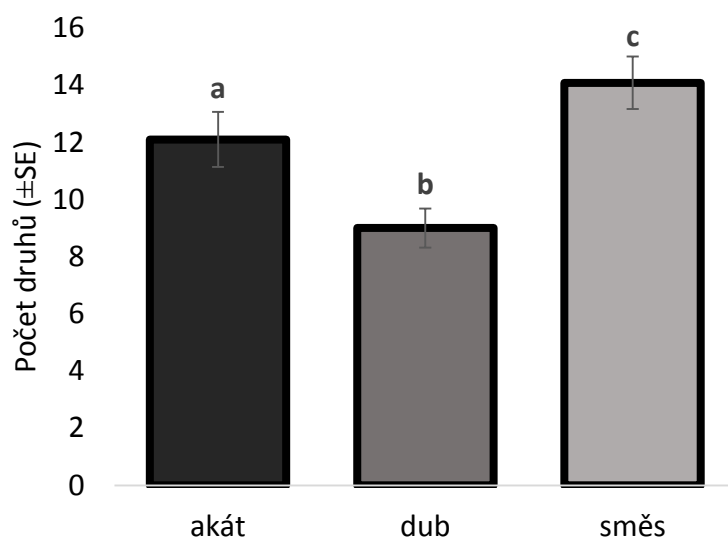
3.1. Druhové bohatství ptačích společenstev ve zkoumaných porostech

Porovnání druhové bohatosti a abundance jednotlivých druhů ve zkoumaných porostech mělo ověřit platnost vyřčených hypotéz; buď bude druhů ptáků ve smíšených porostech více než v porostech s čistým dubem nebo s čistým akátem (hypotéza č. 2); nebo naopak bude ve smíšených porostech druhů méně (hypotéza č. 3).

Výsledky lineárního modelu ukazují, že signifikantně nejvíce druhů ptáků se nachází ve smíšených porostech, méně pak v akátových a nejméně v doubravách (Obr. 6) ($R^2 = 48,08 \%$, $F_{2, 29} = 15,35$, $p < 0,001$). Potvrdila se tedy druhá hypotéza. Třetí hypotéza se tím zároveň vyvrátila.

Při zahrnutí souhrnné charakteristiky porostu PC1 do modelu ($R^2 = 47,29 \%$, $F_{3, 28} = 10,27$, $p < 0,001$) byl rozdíl mezi akátem a směsí neprůkazný ($p = 0,329$), ale nižší počet druhů v doubravách než akátinách ($p = 0,031$) i směsích ($p < 0,001$) zůstal průkazný. To znamená, že rozdíly mezi porosty jsou dány především jejich odlišnou strukturou, nikoliv identitou porostu jako takovou.

Obr. 6: Závislost počtu druhů ptáků na typu porostu (akát, dub a smíšené porosty) na výzkumných plochách. Chybové úsečky zobrazují střední chybu (*Standard error* - SE). Hladiny, jejichž druhová bohatost se navzájem statisticky průkazně liší, jsou označeny rozdílnými písmeny. Při zahrnutí charakteristiky porostu PC1 (viz kap. 2.4.) je rozdíl mezi akátem a směsí neprůkazný.

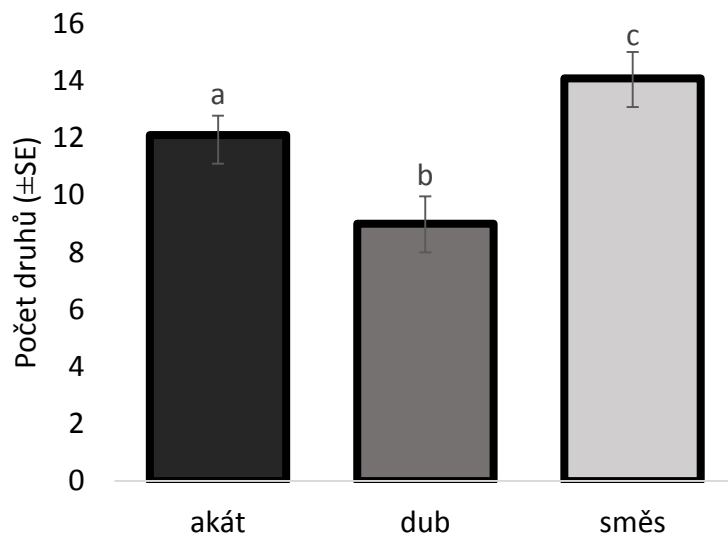


Závislost počtu druhů generalistů na typu porostu vyšla signifikantně ($R^2 = 48,63 \%$, $F_{2, 29} = 15,67$, $p < 0,001$); generalisté preferují směsi, méně oblíbené jsou akáty a nejméně oblíbené doubravy (Obr. 7).

Při zahrnutí souhrnné charakteristiky porostu PC1 do modelu ($R^2 = 47,96 \%$, $F_{3, 28} = 10,52$, $p < 0,001$) byl rozdíl mezi akátem a směsí neprůkazný ($p = 0,196$), ale nižší počet druhů v doubravách než akátinách ($p = 0,046$) i směsích ($p < 0,001$) zůstal průkazný.

Pro specialisty závislost nevyšla signifikantně bez ohledu na nezahrnutí ($R^2 = 1,25 \%$, $F_{2, 29} = 1,20$, $p = 0,317$) či zahrnutí ($R^2 = -0,02 \%$, $F_{3, 28} = 0,78$, $p = 0,52$) PC1 do modelu.

Obr. 7: Závislost počtu druhů ptáků-generalistů na typu porostu. Chybové úsečky zobrazují střední chybu (*Standard error* - SE). Hladiny, jejichž druhová bohatost se navzájem statisticky průkazně liší, jsou označeny rozdílnými písmeny. Při zahrnutí charakteristiky porostu PC1 (viz kap. 2.4.) je rozdíl mezi akátem a směsí neprůkazný.



3.2. Vztah početnosti jednotlivých druhů ptáků a podílu trnovníku akátu v porostu

Lineární závislost jednotlivých druhů na podílu trnovníku akátu vyšla signifikantní pro šest druhů (Tab. 1).

S rostoucím podílem trnovníku akátu rostla i abundance budníčka menšího (*Phylloscopus collybita*), červenky obecné (*Erithacus rubecula*), sojky obecné (*Garrulus glandarius*) a šoupálka krátkoprstého (*Certhia brachydactyla*) (Obr. 8). Tyto druhy preferovaly akátové porosty, avšak především díky jejich struktuře, jak ukazuje neprůkazný vztah k typu porostu v modelech se zahrnutím souhrnné charakteristiky porostu (PC1). Pouze u šoupálka krátkoprstého (*Certhia brachydactyla*) vyšla závislost abundance signifikantní i po odfiltrování souhrnné charakteristiky porostu PC1 (Tab. 1), to znamená, že dával přednost akátům jako takovým, nejen jejich odlišné struktuře.

Abundance pěnkavy obecné (*Fringilla coelebs*) podle výsledků modelu naopak s rostoucím podílem trnovníku akátu klesala (Obr. 8), avšak zahrnutí kvadratického místo lineárního členu do modelu odhalilo, že závislost je ve skutečnosti nelineární (Tab. 1). Závislost početnosti špačka obecného (*Sturnus vulgaris*) byla signifikantní, a rostla jen po odfiltrování souhrnné charakteristiky PC1 (Tab. 1). Zahrnutí kvadratického členu do modelu

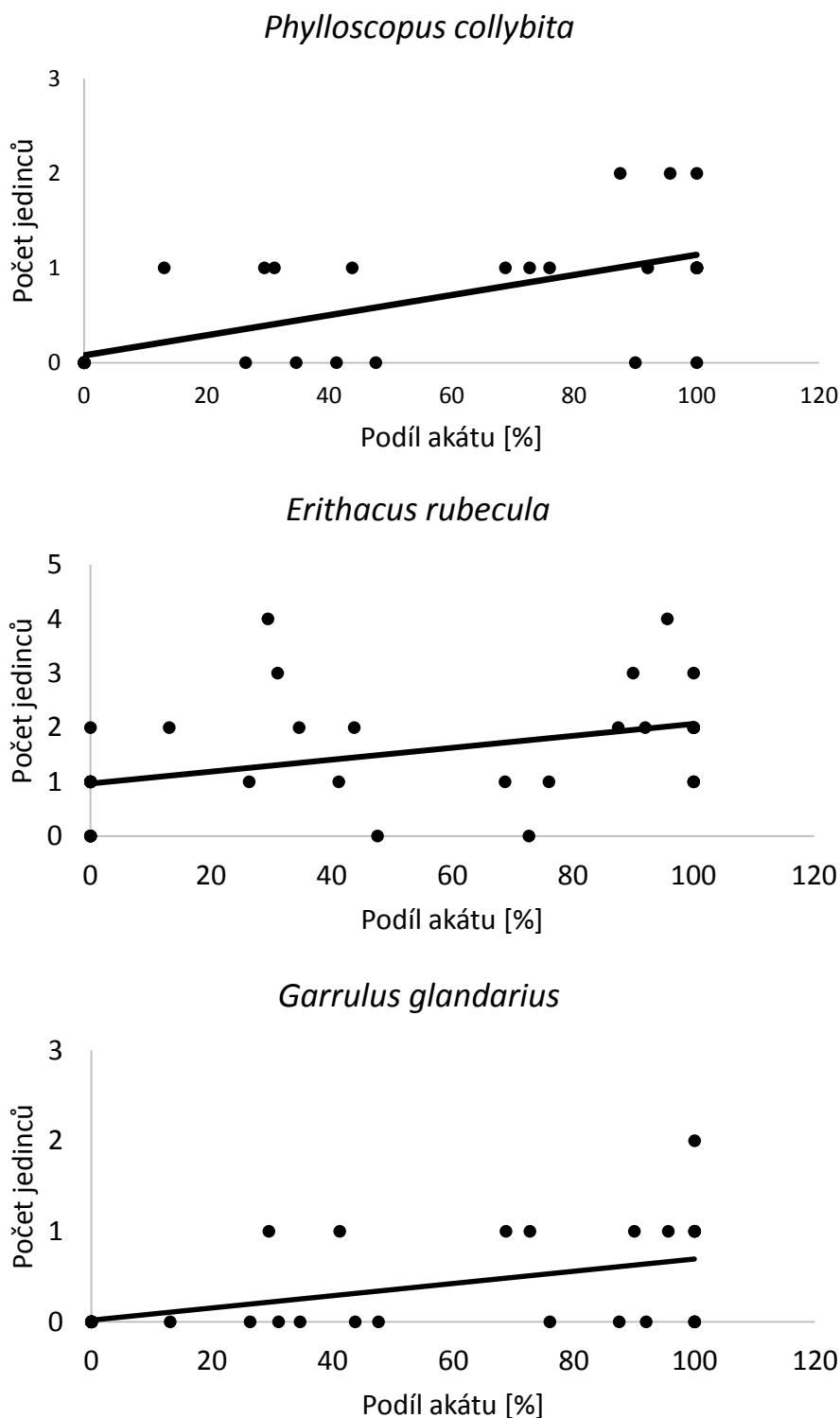
však opět odhalilo, že závislost je ve skutečnosti nelineární, tzn., že početnost špačka obecného je nejvyšší ve smíšených porostech.

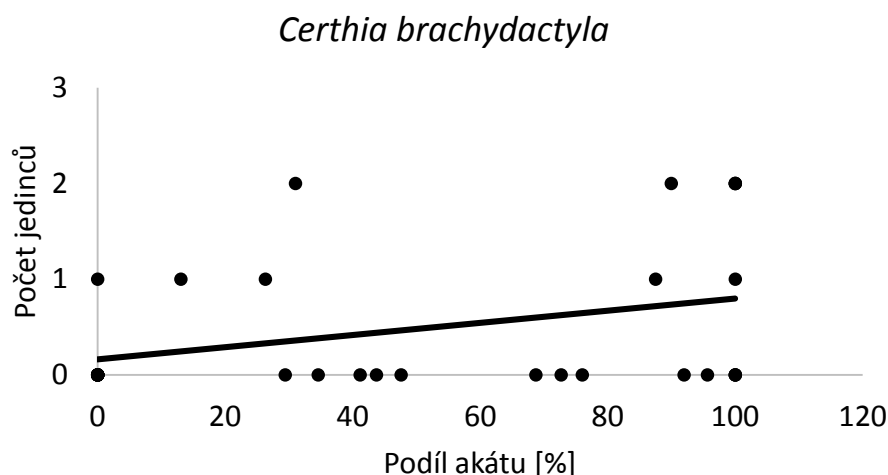
Tab. 1: Tabulka zobrazující vztah jednotlivých druhů ptáků k podílu trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) v porostu na výzkumných plochách. Číselné hodnoty pocházejí z modelů nezahrnujících vliv souhrnné charakteristiky porostu PC1 (pro její odvození viz kap. 2. 4.) a jejich statistická průkaznost je vyznačena tučným písmem. Hvězdičkou (*) jsou označeny výsledky signifikantní i po zahrnutí souhrnné charakteristiky porostu PC1 do modelu.

Druh	Podílu akátu (lineární člen)	Podíl akátu (kvadratický člen)
<i>Aegithalos caudatus</i>	0.00866	-0.00047
<i>Anthus trivialis</i>	-0.0168	0.00004
<i>Carduelis chloris</i>	0.0186	-0.45390
<i>Certhia brachydactyla</i>	0.0147*	0,00008
<i>Certhia familiaris</i>	0.0151	-0.00095*
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	-0.0043	-0.00045*
<i>Columba palumbus</i>	0.0337	-0.00269
<i>Corvus corone</i>	-0.0110	-2.58500
<i>Dendrocopos major</i>	-0.0035	-0.00032
<i>Dendrocopos medius</i>	-0.0317	-0.00110
<i>Dendrocopos minor</i>	0.0122	-0.00078
<i>Dryocopus martius</i>	-0.0004	0.00100
<i>Emberiza citrinella</i>	0.0081	-0.00096*
<i>Erithacus rubecula</i>	0.0075	-0.00010
<i>Ficedula albicollis</i>	0.0021	-0.00052*
<i>Fringilla coelebs</i>	-0.0064	-0.00033*
<i>Garrulus glandarius</i>	0.0243	-0.00051
<i>Muscicapa striata</i>	0.0218	-0.00472
<i>Parus caeruleus</i>	0.0012	-0.00013
<i>Parus major</i>	0.0010	-0.00017
<i>Parus montanus</i>	0.0437	-1.92300
<i>Parus palustris</i>	0.0077	0.00025

<i>Phasianus colchicus</i>	-0.0036	-0.67310
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0.0186	-0.45390
<i>Phylloscopus collybita</i>	0.0210	-0.00039
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	0.0040	0.00048
<i>Pica pica</i>	0.0186	-0.45390
<i>Picus viridis</i>	-0.0079	0.00046
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0.0437	-1.92300
<i>Sitta europaea</i>	0.0012	-0.00025
<i>Sturnus vulgaris</i>	0.0023*	-0.00045*
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.0022	-0.00011
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.0061	-0.00060
<i>Turdus merula</i>	-0.0012	-0.00026
<i>Turdus philomelos</i>	-0.0061	-0.00039
<i>Turdus pilaris</i>	0.0186	-0.46560
<i>Turdus viscivorus</i>	-0.0077	0.00018

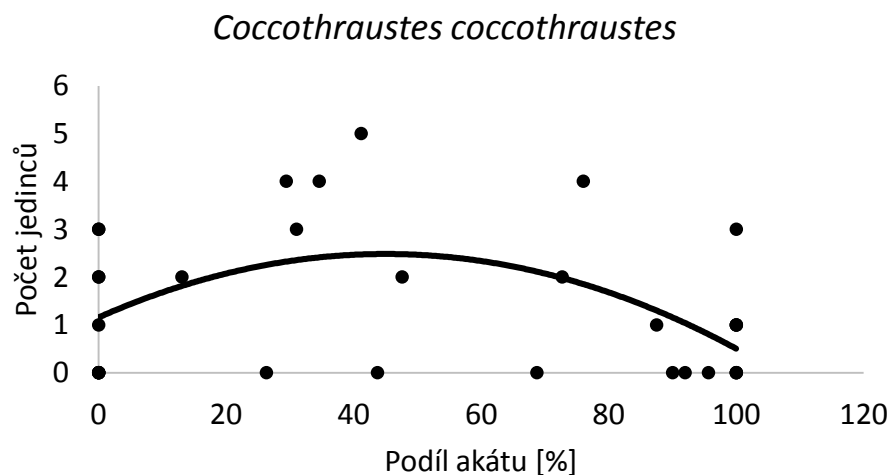
Obr. 8: Ukázky lineární závislosti početnosti jednotlivých druhů ptáků na procentuálním podílu trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) v porostu na výzkumných plochách bez odfiltrování souhrnné charakteristiky porostu PC1 (pro její odvození viz kap. 2.4.). a) budníček menší (*Phylloscopus collybita*), b) červinka obecná (*Erithacus rubecula*), c) sojka obecná (*Garrulus glandarius*), d) šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*).

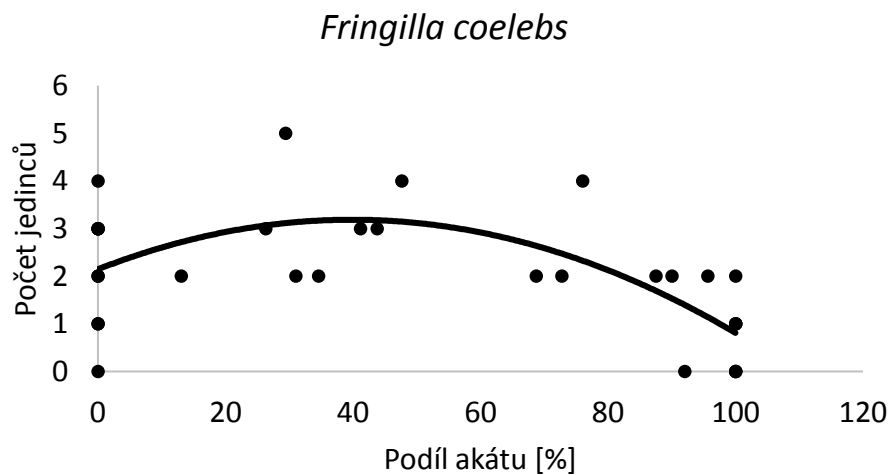
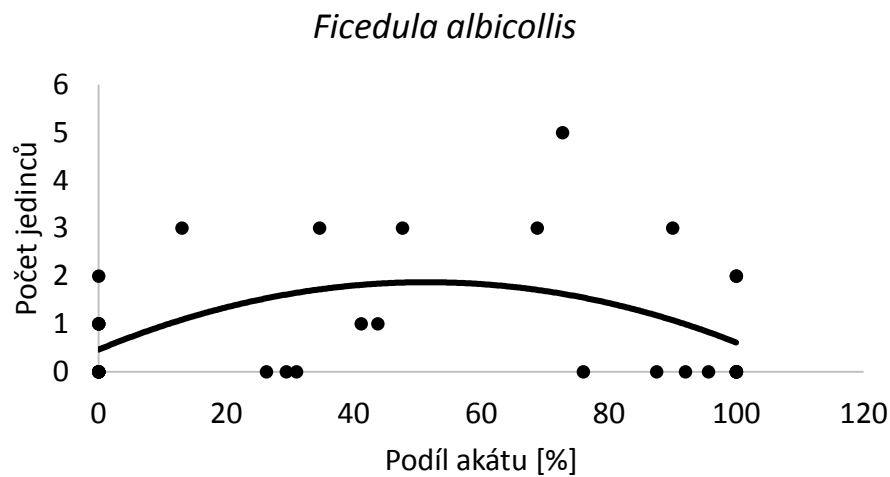
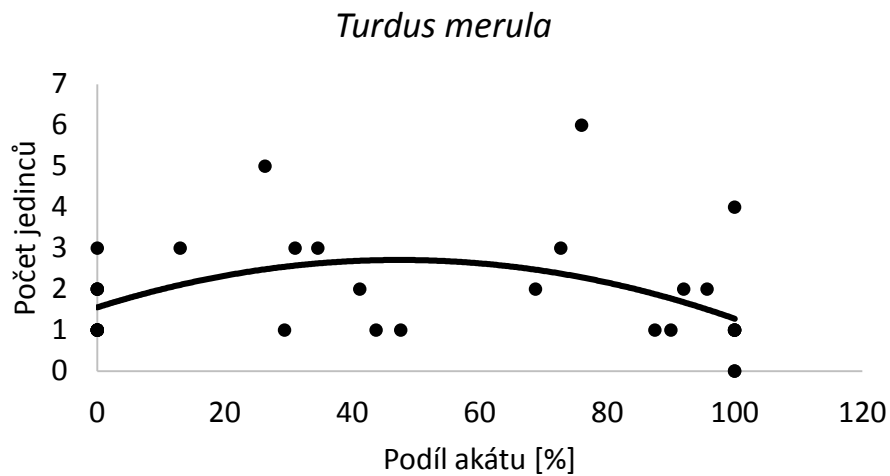




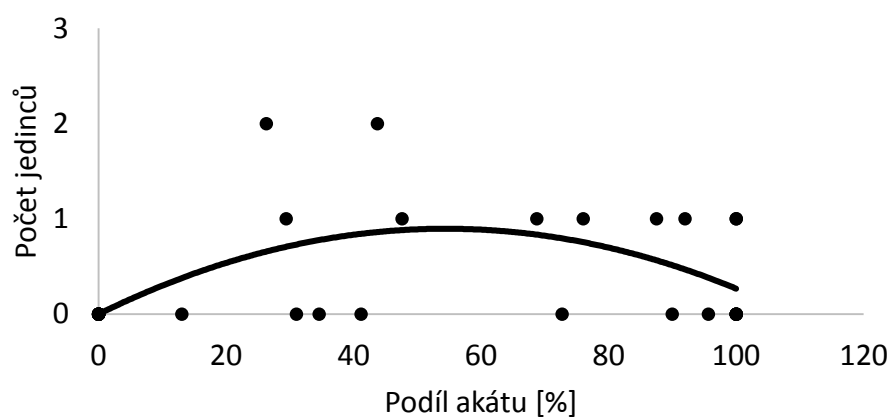
Pro několik druhů vyšla závislost jejich abundance na podílu trnovníku akátu signifikantní, avšak kvadratická a nikoliv lineární (Tab. 1). Dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*), lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a strnad obecný (*Emberiza citrinella*) měli maxima abundance ve středním podílu akátu (Obr. 9), tedy ve smíšených porostech a to i po odfiltrování souhrnné charakteristiky struktury vegetace PC1 (Tab. 1). Kos černý (*Turdus merula*) jen bez odfiltrování PC1 (Tab. 1).

Obr. 9: Ukázky kvadratické závislosti početnosti jednotlivých druhů ptáků na výzkumných plochách na procentuálním podílu trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) v porostu na výzkumných plochách bez odfiltrování souhrnné charakteristiky porostu PC1 (pro její odvození viz kap. 2.4). a) dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*), b) kos černý (*Turdus merula*), c) lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), d) pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), e) strnad obecný (*Emberiza citrinella*), f) šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), f) špaček obecný (*Sturnus vulgaris*).

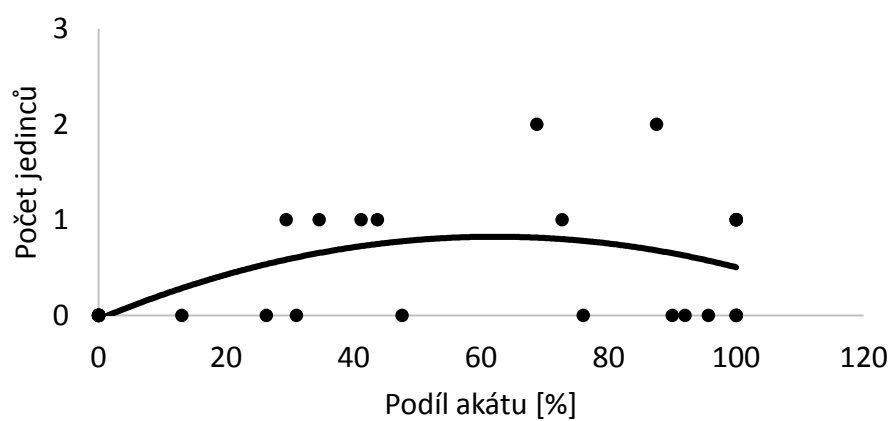




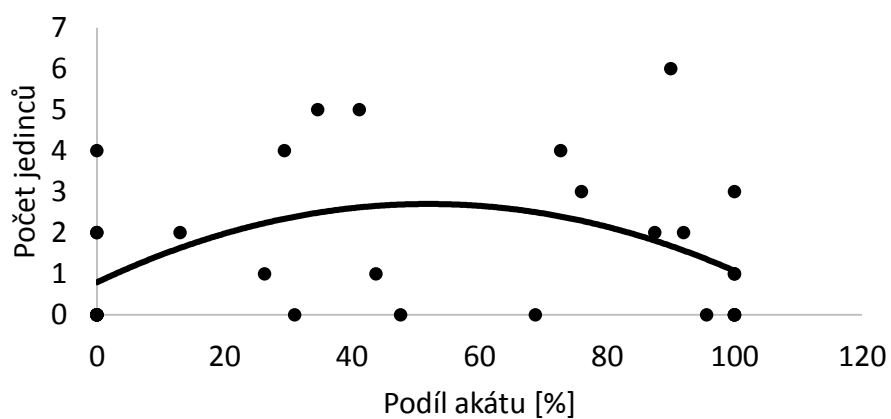
Emberiza citrinella



Certhia familiaris



Sturnus vulgaris



4. Diskuse

Výsledky této práce ukazují, že celková druhová diverzita, habitatová specializace i druhové složení ptačích společenstev se mezi zkoumanými porosty liší.

Nejvíce druhů ptáků se nacházelo ve smíšených porostech, méně v akátových a nejméně v doubravách, čímž se potvrzuje hypotéza, že ve smíšených porostech bude více druhů než v původních i akátových porostech (viz kap. 1.2. Testované hypotézy). Je přitom zajímavé, že tyto rozdíly byly patrné pouze v případě, kdy se nevzala v úvahu struktura zkoumaných porostů. Po odfiltrování vlivu struktury vegetace se již rozdíl v druhém bohatství mezi jednotlivými typy porostů neukázal. Zdá se tedy, že nepůvodní dřevina působí na ptáky právě skrze tuto strukturu a samotná identita přítomných dřevin není úplně rozhodující.

Ve smíšených porostech se tedy vyskytovaly druhy specifické pro oba typy čistých porostů; potvrdila se tak hypotéza, že většina druhů nepotřebuje rozsáhlejší plochu svého oblíbeného porostu a příměs jiného typu porostu jim nevadí; v případě směsi dubu s trnovníkem akátem jim dokonce takový porost vyhovuje a upřednostňují jej. Zároveň se ukazuje, že se trnovník akát vymyká téměř obecně platícímu pravidlu, že v invadovaných porostech je druhová bohatost ptactva nižší (viz metaanalýza např. Schirmela et al., 2016).

Moje výsledky jsou tak ale v souladu s poznatky jiných studií, které se zabývaly druhovým bohatstvím společenstev na kontaktu dvou odlišných biotopů. Například ve studii Birčáka a Reifa (2015), zmíněné již v úvodu, srovnávali druhovou bohatost ptactva mezi čistě bukovými porosty a smíšenými porosty, a ve smíšených porostech byla druhová bohatost vyšší než v čistě bukových. Spousta studií také ukazuje, že smíšené porosty jsou obecně mnohem produktivnější než porosty jednodruhové; je v nich vyšší množství nadzemní biomasy, opadu apod. (např. Kelty, 2006). Podle More Individuals Hypothesis (Gaston, 2000) by vyšší produktivita prostředí měla umožňovat koexistenci více jedinců živočichů a více jedinců lze „rozdělit“ do více druhů. Dále by mělo platit, že vyšší diverzita rostlin znamená i vyšší diverzitu živočichů (Tokeshi, 1999). V případě akátu sice platí, že vyšší produktivita je v porostech čistých než v porostech smíšených s dubem (Dickmann et al., 1985 ex. Cierjacks et al., 2013), ale vzhledem k alelopatrickým vlastnostem a nepůvodnosti akátu není tato energie pro vyšší trofické úrovně příliš dobře využitelná a projevuje se hlavně v rozvoji detritového řetězce (Litt et al., 2014, Buchholz et al., 2015), který není pro ptáky tolik relevantní.

Jelikož je akát invazní rostlinou, je důležitější srovnání se studiemi zabývajícími se kontaktem původního a nepůvodního prostředí než studiemi na klasických ekotonech. V tomto směru je ovšem literatura překvapivě chudá. Ptákům podél gradientů invadovanosti

porostů se věnovala jen malá pozornost, výzkumníci se zjevně zaměřují na srovnání pouze extrémů tohoto gradientu; možná proto, že v daném případě je pravděpodobnost zachycení signifikantního signálu nejvyšší. Z mně známých studií studovali vliv invazní křídlatky (*Reynoutria* spp.) na ptáky na plochách s různou pokryvností invazního porostu Hajzlerová et Reif (2014). Zjistili, že početnosti některých druhů (především specialistů), s rostoucím zastoupením křídlatky lineárně klesají, výjimečně vyšel vztah i opačný - početnosti rákosníka zpěvného (*Acrocephalus palustris*, generalista) s rostoucím podílem křídlatky rostly (Hajzlerová et Reif, 2014). Vztahy ale byly vždy lineární, nikdy smíšené porosty se středním podílem křídlatky nehostily větší počet jedinců (Hajzlerová et Reif, 2014). Porosty křídlatky ze studie Hajzlerové et Reifa (2014) se však nacházely na březích řek, nejednalo se o lesní porosty jako v této práci. Je tedy možné, že vztahy ptáků v břehových porostech fungují jinak. Nebo rozdíl tkví v identitě a struktuře porostu invazní rostliny; porosty křídlatky bývají na rozdíl od akátin velmi homogenní.

Dalším případem, kdy vědci studovali ptáky v invadovaných porostech s různou pokryvností nepůvodní rostliny, byla studie Gagnon Lupiena et al. (2015) z Québecu (Kanada), která se zabývala společenstvy vodních ptáků v lagunách s různou pokryvností invazního rákosu obecného (*Phragmites australis*). V tomto případě byla odezva ptáků na přítomnost rákosu velmi slabá: jeho pokryvnost neměla žádný vztah k diverzitě a celkové početnosti ptáků a pouze jediný druh se rákosinám striktně vyhýbal, početnost jiných druhů s pokryvností rákosu nesouvisela. Tento nesoulad mezi mojí prací a touto studií by mohl být v tom, že zatímco rákos vůbec nezasahoval do hlavních faktorů regulujících ptačí společenstva ve vodním ekosystému, jimiž jsou výška hladiny a průhlednost vody (Van Turnhout et al., 2010), akát měl naopak výrazný vliv na složení a zápoj lesního porostu, což jsou faktory, které lesní ptáky výrazně ovlivňují (Hanzelka et Reif, 2016). Další možností je, že studie Gagnon Lupiena et al. (2015) zahrnovala pouze omezený gradient pokryvnosti rákosu (od 10 do 40 %), takže je možné, že jeho vyšší zastoupení v porostu by už nějaký výraznější dopad mělo.

Nicméně rozdílná druhová diverzita ptáků ve studovaných porostech zjištěná v mojí práci byla dána jejich rozdílnou strukturou, nikoliv identitou porostu jako takovou. Za ukazatele struktury porostu jsem považovala zápoj bylinného, keřového a stromového patra. Akátové porosty měly na rozdíl od původních vysoký zápoj patra bylinného a keřového a nízký zápoj patra stromového. Smíšené porosty byly jakýmsi kompromisem mezi těmito dvěma strukturně odlišnými porosty. Ptákům ve směsích tudíž mohla vyhovovat komplikovanější struktura výhodnější pro hnízdění, která byla dána především přítomnými akáty (lepší

možnost úkrytů apod.). Zároveň smíšené porosty nebyly příliš prosvětlené, ale ani příliš stinné (díky kombinaci dubů s větším zápojem stromového patra a akátů s rozvolněným stromovým patrem).

Možností je, že by duby k vyšší atraktivitě smíšeného porostu mohly přispívat hlavně vyšší potravní nabídkou (ať už v podobě žaludů pro ptáky nebo listů, opadu a kůry pro členovce a členovců pro ptáky). V podrostu dubů se také mohly nacházet druhy rostlin, jež by byly invazí vytlačeny. Na tyto původní rostliny (nebo na potravu přímo pocházející z dubů) mohly být vázány specializované druhy členovců, které by tudíž v akátinách nebyly přítomny, ale ve směsích ano. V mnoha studiích totiž bylo zjištěno, že v invazních porostech je nižší rozmanitost a i menší množství potravy než v porostech původních, negativní vliv invazí působí hlavně právě na členovce (Dean et al., 2012, Flanders et al., 2006, Gan et al., 2009, Ma et al., 2011, Mills et al., 1989 a další). Na druhou stranu ale Hanzelka a Reif (2015) v jejich studii usoudili, že celkové množství biomasy bezobratlých v jimi studovaných invazních porostech akátu pravděpodobně nebylo sníženo, jelikož zde zjistili vyšší počet ptáků než v porostech původních. Pokud by v invazních porostech ke snížení dostupné potravy došlo, mělo by zde být zároveň méně jedinců ptáků (Hanzelka et Reif, 2015). Avšak proto, že v této práci důležitost identity dřeviny jako takové nebyla prokázána, a zásadní charakteristikou byla struktura porostu, nelze o vysvětlení skrze dostupnost potravy příliš uvažovat.

Jiným možným vysvětlením (které se vztahuje ke struktuře porostu) by ale mohlo být, že vyšší zápoje bylinného a keřového patra ve smíšených porostech taktéž poskytují větší množství opadu a i útočiště více členovcům, než holá spodní patra hospodářských doubrav nacházejících se v České republice, a tudíž jsou tato patra také zdrojem další potravy pro ptáky. Rozvolněné stromové patro a s ním spojená vyšší prosvětlenost a suchost porostu by rovněž mohly bezobratlým více vyhovovat. Možná tedy opravdu záleží na množství potravy v porostu, to ale závisí spíše na jeho struktuře, než na druhové identitě přítomných dřevin, což ukazují i T. Kadlec et al. (nepublikované údaje) a zdá se to být nejpravděpodobnějším vysvětlením. Bohužel v této práci jsem množství dostupné potravy na studijních plochách neměřila.

Trnovník akát, jako druhý nejoblíbenější porost, mohl být pro ptáky také zajímavý z důvodu většího množství dutin, soušek a padlého dřeva, které se v jeho porostech nacházely. Z dubových porostů jsou díky hospodářskému managementu staré nebo padlé stromy odstraňovány. Jiné, než hospodářské porosty dubů se v České republice téměř nenacházejí, nepochybně i proto, že doubravy jsou historicky vázané na lidskou činnost a management vyžadují (kvůli potřebě světla a prostoru), jinak jsou duby postupně přerosteny a vytlačeny

jinými rostlinnými druhy (Krása, 2014). Akáty se navíc v průměru v 50 až 70 letech začínají rozpadat (Botanický ústav AV ČR et al., 2014) a tak jsou jejich porosty mnohem „pralesovitější“ struktury a mohou tak poskytovat útočiště dutinovým hnízdičům, xylofágnímu hmyzu a podobně. Tyto charakteristiky porostu bohužel nebyly ve výzkumu nijak zohledněny, tudíž byly vlastně zahrnuty v „identitě dřevin“ a tak neměly vliv na celkovou druhovou diverzitu ani na vztah generalistů k porostu, jelikož tyto se dle výsledků vztahovaly jen ke struktuře. Mohly však mít vliv na preference některých konkrétních druhů, jejichž výběr typu porostu byl založen i na druhové identitě dřeviny (viz níže). O vlivu těchto charakteristik, stejně jako o vlivu dostupnosti potravních zdrojů, však můžeme rovněž pouze spekulovat.

Další výsledky ukazují, že míra specializace ptáků determinuje jejich preference pro různé porosty – tímto se potvrdila hypotéza č. 4; že druhové vlastnosti budou predikovat preferenci ptáků pro jednotlivé typy porostů. Generalisté preferovali směsi, méně oblíbené byly akáty a nejméně oblíbené doubravy. Tyto preference byly opět založeny na struktuře porostů, po odfiltrování charakteristik struktury vegetace výsledek nebyl signifikantní. Pro specialisty nevyšla závislost průkazně. Tento výsledek tak částečně potvrdil i hypotézu č. 5; že biotopové specialisté budou vázáni na původní porosty, zatímco generalisté budou častěji v akátových i smíšených porostech.

Podobné výsledky ohledně generalistů byly zjištěny i v dalších studiích zabývajících invazi trnovníku akátu; v invazních porostech byla také vyšší druhová bohatost generalistů než v porostech původních (Reif et al., 2016a), avšak tyto studie se nijak nezabývaly smíšenými porosty. Zároveň však v těchto pracích zjistili i negativní vztah specialistů k akátu (Hanzelka et Reif, 2015, Reif et al., 2016a). Hajzlerová a Reif (2014) zkoumali porosty invazní křídlatky (*Reynoutria* spp.) a zjistili, že mají negativní vliv prakticky jen na habitatové specialisty, zatímco generalisté nijak ovlivnění nebyli. Ve studii Ma et al. (2011) byl rovněž zjištěn negativní vztah specialistů k invaznímu porostu *Spartina alterniflora*. Je tedy otázkou, jestli by v této práci nějaký vztah specialistů k typu porostu byl nalezen, kdyby třeba bylo sesbíráno více dat (specialistů totiž byla z celkového počtu zjištěných druhů asi třetina, ze sumy všech jedinců na všech plochách dokonce jen přibližně šestina).

Pro generalisty je charakteristické, že jsou schopni využívat širokého spektra habitatů, typů porostů a i různých potravních zdrojů (Gaston et al., 1997, Gregory et Gaston, 2000, Reif et al., 2016b). Ve smíšených porostech se snoubí výhody trnovníku akátu a dubů, jak již bylo zmíněno na začátku této kapitoly, a generalisté jsou díky svým vlastnostem schopni tyto porosty využívat. Vyšší druhová bohatost ve smíšených porostech byla tedy nejspíš z velké

části právě díky přítomnosti generalistů, pro které tedy většinou platí unimodální vztah s vrcholem okolo 50% zastoupení akátu (křivka ve tvaru paraboly). To potvrzují i výsledky týkající se odpovědi několika konkrétních druhů na rostoucí podíl akátu v porostu. Dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*), pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*), strnad obecný (*Emberiza citrinella*) i kos černý (*Turdus merula*) měli maxima abundance právě ve středním podílu akátu. Všechny tyto druhy kromě kosa černého navíc i po odfiltrování struktury vegetace. Smíšené porosty je tudíž zajímaly i pro identitu přítomných dřevin, tedy jako směs trnovníku akátu s dubem. U těchto druhů lze tedy předpokládat, že využívaly lepší hnízdní strukturu poskytovanou akáty a také potravu poskytovanou duby, případně potravu, jež ve směsích mohla být díky rozvinutému bylinnému a keřovému patru. Je zajímavé, že ve studii Hanzelka et Reif (2015), byl např. dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*) jedním z několika ptáků nejvíce spojených s doubravami. Pro tento druh se zdají tedy být duby z nějakého důvodu důležité, nicméně kombinace s akátem mu vyhovuje ještě více (Hanzelka et Reif smíšené porosty nezkoumali).

Abundance některých druhů generalistů však dokonce s rostoucím podílem trnovníku akátu lineárně rostla. Budníček menší (*Phylloscopus collybita*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*) a sojka obecná (*Garrulus glandarius*) dosahovali nejvyšších abundancí v čistých akátinách. Výsledek vyšel signifikantní jen pro strukturu vegetace; těmto druhům tedy pravděpodobně vyhovovala hodně rozvinutá spodní patra a rozvolněné stromové patro, díky jehož otevřenosti mohlo být v porostu ještě více bezobratlých. Například ve studii McAuliffe et al. (2015) totiž přičítali vyšší diverzitu členovců v původních porostech právě otevřenějšímu stromovému patru a menšímu množství opadu soustředěného na povrchu. Opad trnovníku akátu se velmi rychle rozkládá (Lee et al., 2011), tudíž na povrchu nezůstává dlouho, a mohlo by se jednat o podobný princip. Pro budníčka menšího i červenku obecnou vyšel pozitivní vztah k akátu rovněž ve studii Hanzelka et Reif (2015). Oba tyto druhy jsou běžnými a hojnými ptáky (Doležal, 2013, Hanzelka et Reif, 2015), budníček menší vyhledává středně hustý keřový podrost a červenka obecná vyloženě bohatý keřový podrost (Doležal, 2013), což vysvětluje jejich výběr pro tento typ porostu. Otázkou ale zůstává, zda jsou invazní akátové porosty pro všechny tyto ptáky opravdu vhodné, jelikož například v práci Remeše (2003) pěnice černohlavé (*Sylvia atricapilla*) přednostně osidlovaly invazní porost trnovníku akátu, avšak měly v něm nižší hnízdní úspěšnost. Remeš (2003) ve své práci zdůrazňuje, že zvýšená frekvence výběru invazní plochy nemusí znamenat její vyšší kvalitu (naopak může být ekologickou pastí).

V čistých akátinách měl nejvyšší abundance i šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*), který je ovšem specialistou a navíc dával přednost akátům jako takovým, nikoliv jen jejich struktuře (jak to bylo u druhů uvedených v předchozím odstavci). Tento druh nejčastěji hnízdí za odchlípnutou kůrou dřeva nebo v tzv. coarse woody debris (mezi padlými kmeny nebo i ve skládkách dřeva) (Škopek, 2002). Přesně tyto podmínky mu poskytují právě akátové porosty, které oproti doubravám nebývají hospodářsky využívány a tak se zde vyskytuje spousta padlých kmenů a větví, soušek a podobně. Jejich komplikovaná struktura zároveň umožňuje hnízda dobře skrýt. Akátiny navíc bývají tak neprostupné a na takových místech, že do nich lidé zavítají jen výjimečně, takže ptáci mají klid.

Dalšími specialisty, jejichž odpovědi na podíl akátu vyšly signifikantně, byli lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*) a šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*). Tyto druhy dosahovaly nejvyšších abundancí ve středním podílu akátu. Lejsek bělokrký je dutinovým hnízdičem, pročež mu nejspíš vyhovovaly smíšené porosty s podílem akátu, který by mohl poskytovat dostatečné množství dutin, i s podílem dubu, který poskytne původní druhy hmyzu. Ve studii Hanzelky et Reifa (2015) i Reifa et al. (2016) však lejsek bělokrký nerozlišoval mezi invazními a původními porosty.

5. Závěr

Diplomová práce se věnuje vlivu invaze trnovníku akátu na ptačí společenstva. Jejím cílem bylo získat data o hnízdní početnosti jednotlivých druhů ptáků ve třech typech porostů; v původních dubových, smíšených a invazních akátových, a otestovat předpoklady vycházející ze znalosti dosavadních studií na téma invaze trnovníku akátu i invazí obecně.

V návaznosti na stanovené cíle a předpoklady lze konstatovat, že:

- 1) Celková druhová bohatost, habitatová specializace i druhové složení ptačích komunit se mezi zkoumanými porosty liší.
- 2) Druhově nejbohatšími porosty byly směsi, méně bohatými akátiny a nejméně bohatými doubravy. Rozdíly mezi porosty byly dány jejich odlišnou strukturou, kterou charakterizovaly zápoje bylinného, keřového a stromového patra.
 - Většina druhů zřejmě nevyžaduje rozsáhlejší plochu svého oblíbeného porostu (tj. původního nebo akátového) a nevadí jim příměs jiného typu porostu. Smíšené porosty ptákům na rozdíl od čistých doubrav vyhovují pravděpodobně z důvodu (i) vyššího zápoje

spodních pater daného přítomností akátů, který poskytuje ptákům úkryt i potravu, (ii) nižšího korunového zápoje a větší prosvětlenosti, což by mělo vyhovovat členovcům jakožto potravě pro ptáky.

3) Biotopová specializace ptáků predikuje preferenci pro typ porostu. Nejvíce druhů generalistů se nacházelo ve smíšených porostech, méně pak v akátových a nejméně v dubových porostech. Rozdíly mezi porosty byly opět dány jejich strukturou. Závislost druhové bohatosti specialistů na typu porostu nevyšla signifikantně.

- Generalisté jsou díky jejich adaptaci na široké spektrum různých podmínek schopni obývat smíšené i invazní porosty. Vyšší celková druhová bohatost ve směsích a v akátech byla tedy pravděpodobně dána především právě přítomností generalistů, kteří využívali výhodné struktury, jež je s těmito porosty spojena (viz bod 2).

- K odhalení závislosti specialistů nejspíš nebylo dostatečné množství dat.

4) Početnost čtyř druhů signifikantně lineárně rostla s rostoucím podílem trnovníku akátu v porostu. Byli jimi: budníček menší (*Phylloscopus collybita*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), sojka obecná (*Garrulus glandarius*) a šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*). Všechny tyto druhy kromě šoupálka krátkoprstého preferovaly akátové porosty jen pro jejich strukturu, nikoliv pro identitu dřeviny. Šoupálek krátkoprstý dával přednost porostům trnovníku akátu i kvůli identitě jejich dřeviny.

- Tyto druhy, kromě šoupálka krátkoprstého, jsou generalisté. Těmto druhům pravděpodobně vyhovují silně rozvinutá spodní patra porostu.

- Šoupálkovi krátkoprstému patrně akátové porosty více vyhovovaly kvůli jeho způsobu hnízdění.

5) Sedm druhů mělo maxima abundance ve středním podílu akátu, tedy ve smíšených porostech. Směsi preferovali: dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*), lejsk bělokrký (*Ficedula albicollis*), pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a strnad obecný (*Emberiza citrinella*), zajímala je jak struktura porostu, tak i identita přítomných dřevin. Kos černý (*Turdus merula*) též preferoval směsi, ale jen pro jejich strukturu.

- Tyto druhy jsou kromě lejska bělokrkého a šoupálka dlouhoprstého generalisty, smíšené porosty tudíž preferovali zřejmě z důvodů uvedených již výše (preferance generalistů pro

směs kvůli její struktuře) a navíc možná pro (i) potravu poskytovanou přítomnými původními duby, (ii) padlé dřevo, větší množství soušek či dutin spojených s akátinami.

- Lejsek bělokrký a šoupálek dlouhoprstý jsou specialisté. Oběma těmto druhům pravděpodobně vyhovovaly přítomné akáty pro hnízdění a zároveň mohly být vázány na původní druhy bezobratlých ve směsích přítomných díky dubům.

- 6) Invazní trnovník akát působí na ptáky zejména vlivem struktury své vegetace. Struktura porostu se tudíž zdá být zásadnější než identita (původnost nebo nepůvodnost) jeho dřevin (ač pro některé konkrétní druhy je identita dřeviny důležitá), což je dle mého názoru z ochrannářského hlediska velmi důležitý výsledek. Ukazuje, že představa, že biotop je vyloženě „špatný“ pouze proto, že je invadovaný nepůvodní rostlinou, je mylná. Stejně tak není možné považovat původní porosty za vhodné jen z důvodu původnosti. Evidentně i invazní porost může být vhodnější, než porost původní, pokud je lepší jeho struktura. Jestliže chceme zlepšit stav avifauny v České republice, je tedy velmi důležité se na strukturu porostů zaměřit. Nejspíš by bylo vhodné snažit se zvýšit jejich komplexitu; umožnit vyšší podíl mrtvého dřeva, starých stromů s dutinami, rozvoj bylinného a keřového patra, vyvarovat se monokulturám všeho druhu. Slepé odstraňování všech trnovníků akátů nejspíš není vhodným řešením, pokud nebudou nahrazeny nejlépe smíšeným porostem původních druhů dřevin s členitou strukturou jak prostorovou, tak i věkovou.

6. Použitá literatura

1. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK ČR). (2016). Druh: *Robinia pseudacacia* L. - trnovník akát. Mapa počtu nálezů. [cit. srpen 2016]. http://portal.nature.cz/nd-dev/nd_mapa_ndop_plus.php?idTaxon=39205.
2. Báldi, A. (1996). Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities: three alternative hypotheses for the explanation of differences. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 42(3), 163-172.
3. Batzli, J. M., Graves, W. R., Van Berkum, P. (1992). Diversity among rhizobia effective with *Robinia pseudoacacia* L. *Applied and environmental microbiology*, 58(7), 2137-2143.

4. Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Mariotti Lippi, M., Guidi, T., Nascimbene, J., Foggi, B. (2012). Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity & Conservation*, 21, 14, 3555-3568.
5. Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
6. Birčák, T., Reif, J. (2015). The effects of tree age and tree species composition on bird species richness in a Central European montane forest. *Biologia*, 70(11), 1528-1536.
7. BirdLife International. (2008). *State of the world's birds: Indicators for our changing world*. [cit. srpen 2016]. http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/docs/SOWB2008_en.pdf.
8. Böhning-Gaese, K., Taper, M. L., Brown, J. H. (1993). Are declines in North American insectivorous songbirds due to causes on the breeding range?. *Conservation Biology*, 7(1), 76-86.
9. Borgmann, K. L., Rodewald, A. D. (2004). Nest predation in an urbanizing landscape: The role of exotic shrubs. *Ecological Applications*, 14, 1757–1765.
10. Botanický ústav AV ČR, Letecký ústav VUT v Brně, GISAT. (2014). Trnovník akát. [cit. srpen 2016]. <http://www.invaznirostliny.cz/druhy/akat-trnovnik>.
11. Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C. M., Visser, M. E. (2006). Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, 441, 81-83.
12. Buchanan, R. A. (1989). Pied currawongs (*Strepera graculina*): their diet and role in weed dispersal in suburban Sydney, New South Wales. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales* 111, 241-255. ex. Reichard, S. H., Chalker-Scott, L., Buchanan, S. (2001). Interactions among non-native plants and birds. In: Marzluff, J., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.). (2001). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, 179-223. **
13. Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I., Schirmel, J. (2015). Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PLoS One* 10 (9).
14. Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J. N., Genovesi, P., Gregory, R. D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J. F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M. A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M. H., Oldfield, T. E. E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J. R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S. N., Symes, A., Tierney,

- M., Tyrrell, T. D., Vie, J. C., Watson, R. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328 (5982), 1164–1168.
15. Castro-Diez, P., Godoy, O., Alonso, A., Gallardo, A., Saldana, A. (2014). What explains variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis. *Ecological Letters* 17, 1–12.
 16. Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., Lippe, M., Weber, E. (2013). Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology*, 101(6), 1623-1640.
 17. Clavero, M., Brotons, L., Pons, P., Sol, D. (2009). Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation*, 142(10), 2043-2049.
 18. Dean, W. R. J., Anderson, M. D., Milton, S. J., Anderson, T. A. (2002). Avian assemblages in native Acacia and alien Prosopis drainage line woodland in the Kalahari, South Africa. *Journal Of Arid Environments*, 51, 1-19.
 19. Delach, A. (2006). Invasive species in the northwestern United States: threats to wildlife, and defenders of wildlife's recommendation for prevention policies. *Northwestern Naturalist*, 87, 43-55.
 20. Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507-514.
 21. Dickmann, D. I., Steinbeck, K., Skinner, T. (1985). Leaf area and biomass in mixed and pure plantations of sycamore and black locust in the Georgia Piedmont. *Forest science*, 31(2), 509-517 **ex.** Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., Lippe, M., Weber, E. (2013). Biological flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology*, 101(6), 1623-1640. **
 22. Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., Gemmell, N. J. (2005). Are invasive species the drivers of ecological change?. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 470-474.
 23. Doležal, R. (2013). Červenka obecná (*Erithacus rubecula*). *Lesnická práce* 8/13 (92). [cit. srpen 2016]. <http://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-92-2013/lesnicka-prace-c-8-13/cervenka-obecna-erithacus-rubecula>.
 24. Dynesius, M., Jansson, R. (2000). Evolutionary consequences of changes in species' geographical distributions driven by Milankovitch climate oscillations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(16), 9115-9120.

25. Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6, 503-523.
26. Estades, C. F., Temple, S. A. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, 9, 573-585.
27. Flanders, A. A., Kuvlesky Jr., W. P., Ruthven III, D. C., Zaiglin, R. E., Bingham, R. L., Fulbright, T. E., Hernández, F., Brennan, L. A. (2006). Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds. *The Auk*, 123, 171-182.
28. Gagnon Lupien, N., Gauthier, G., Lavoie, C. (2015). Effect of the invasive common reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal Conservation*, 18(1), 32-43.
29. Gan, X., Cai, Y., Choi, C., Ma, Z., Chen, J., Li, B. (2009). Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(2), 211-218.
30. Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783), 220-227.
31. Gaston, K. J., Blackburn, T. M., Lawton, J. H. (1997). Interspecific abundance–range size relationships: an appraisal of mechanisms. *Journal of Animal Ecology* 66, 579–601.
32. Gregory, R. D., Gaston, K. J. (2000). Explanations of commonness and rarity in British breeding birds: separating resource use and resource availability. *Oikos* 88 (3), 515–526.
33. Hajzlerová, L., Reif, J. (2014). Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia*, 69, 247-253.
34. Hanzelka, J., Reif, J. (2015). Responses to the black locust (*Robinia pseudoacacia*) invasion differ between habitat specialists and generalists in central European forest birds. *Journal of Ornithology*, 156(4), 1015-1024.
35. Hanzelka, J., Reif, J. (2016). Effects of vegetation structure on the diversity of breeding bird communities in forest stands of non-native black pine (*Pinus nigra* A.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 379, 102-113.
36. Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97, 393-403.
37. Holland-Clift, S., O'Dowd, D., Mac Nally, R. (2011). Impacts of an invasive willow (*Salix x rubens*) on riparian bird assemblages in south-eastern Australia. *Austral Ecology*, 36, 511-520.

38. Huntley, J. C. (1990) – Black Locust. [cit. srpen 2016]. http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/robinia/pseudoacacia.htm
39. Hurlbert, A. H., (2004). Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecological Letters* 7, 714–720.
40. Chmelař, J. (1983). Dendrologie s ekologií lesních dřevin. Část–Hospodářsky významné listnáče. SPN, Praha.
41. CHMI – Český hydrometeorologický ústav. Územní srážky. [cit. srpen 2016]. <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>.
42. Jäger, H., Tye, A., Kowarik, I. (2007). Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation*, 140(3), 297-307. ex. Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I., Schirmel, J., 2015. Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *PLoS One* 10. **
43. Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F., Couvet, D. (2006). Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecological Letters*. 9, 1237-44.
44. Kelty, M. J. (2006). The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management*, 233(2), 195-204.
45. Kloubec, B., Čapek, M. (2012). Cirkanuální a cirkadiánní vokální aktivita ptáků: metodické poznámky pro terénní studie. *Sylvia* 38, 74–101.
46. Kolbek, J., Vítková, M., Větvíčka, V. (2004). Z historie středoevropských akátin a jejich společenstev. *Zprávy České Botanické Společnosti* 39, 287-298.
47. Koleček, J., Albrecht, T., Reif, J. (2014). Predictors of extinction risk of passerine birds in a Central European country. *Animal Conservation*, 17(5), 498-506.
48. Koleček, J., Reif, J., Weidinger, K. (2015). The abundance of a farmland specialist bird, the skylark, in three European regions with contrasting agricultural management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 30-37.
49. Kowarik, I., von der Lippe, M., Cierjacks, A. (2013). Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*. 85, 113–132.
50. Krajská hygienická stanice (KHS) Středočeského kraje, Statistický úřad – okres Praha-západ. (2013). [cit. srpen 2016]. http://www.khsstc.cz/obsah/praha-zapad_63_1.html.
51. Krása, A. (2014). Rizika bezzásahovosti v lesích. *Ochrana přírody* 2/2014. [cit. srpen 2016]. <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/rizika-bezzasahovosti-v-lesich/>.

52. Kroftová, M. (2014). Ptáci v porostech invazních rostlin. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Reif, J.
53. Lee, Y. C., Nam, J. M., Kim, J. G. (2011). The influence of black locust (*Robinia pseudoacacia*) flower and leaf fall on soil phosphate. *Plant and soil*, 341(1-2), 269-277.
54. Liao, C., Peng, R., Luo, Y., Zhou, X., Wu, X., Fang, C., Chen, J., Li, B. (2008). Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist*, 177, 706-714.
55. Litt, A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E., Schuster, G. L. (2014). Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation biology*, 28(6), 1532-1549.
56. Ma, Z., Gan, X. J., Cai, Y. T., Chen, J. K., Li, B. (2011). Effects of exotic *Spartina alterniflora* on the habitat patch associations of breeding saltmarsh birds at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. *Biological Invasions*, 13, 1673-1686.
57. MacArthur, R. H., MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598.
58. Magistrát hl. m. Prahy (MHMP). (2013). Pražská příroda – lesy. [cit. srpen 2016]. <http://www.praha-priroda.cz/lesy/>.
59. McAuliffe, S., Martinez, J. I. M., Warman, L., Ostertag, R., Collins, C., Zagorulya, M., Bhambhani, H. (2015). Herbivory and Arthropod Diversity within Invaded and Native Forest Types on Hawai'i Island. *Journal of Young Investigators*, 29(5), 31-35.
60. Mills, G. S., Dunning Jr, J. B., Bates, J. M. (1989). Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor*, 416-428.
61. Nasir, H., Iqbal, Z., Hiradate, S., Fujii, Y. (2005). Allelopathic Potential of *Robinia pseudo-acacia* L. *Journal of chemical ecology*, 31(9), 2179-2192.
62. Ochoa-Quintero, J. M., Gardner, T. A., Rosa, I., Barros Ferraz, S. F., Sutherland, W. J. (2015). Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology*, 29(2), 440-451.
63. Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737.
64. Reif, J., Hanzelka, J., Kadlec, T., Štrobl, M., Hejda, M. (2016a). Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree *Robinia pseudacacia* in the Czech Republic as a case study. *Biological Conservation*, 198, 50-59.

65. Reif, J., Hořák, D., Krištín, A., Kopsová, L., Devictor, V. (2016b): Linking habitat specialization with species' traits in European birds. *Oikos* 125, 405-413.
66. Reif, J., Jiguet, F., Šťastný, K. (2010). Habitat specialization of birds in the Czech Republic: comparison of objective measures with expert opinion. *Bird Study*, 57(2), 197-212.
67. Reichard, S. H., Chalker-Scott, L., Buchanan, S. (2001). Interactions among non-native plants and birds. In: Marzluff, J., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.). (2001). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, 179-223.
68. Remeš, V. (2003). Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology* 17, 1127–1133.
69. Richardson, D. M., Bond, W. J., Richard, W., Dean, J., Higgins, S. I., Midgley, G. F., Milton, S. J., Powerie, L. W., Rutherford, M. C., Samways, M. J., Schulze, R. E. (2000). Invasive alien species and global change: a South African perspective. 303–349. In: Mooney H. A., Hobbs, R. J. (Eds). *Invasive species in a changing world* (2000). Island Press, Washington D. C. **ex.** With, K. A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, 16, 1192-1203. **
70. Rodewald, A. D., Shustack, D. P., Hitchcock, L. E. (2010). Exotic shrubs as ephemeral ecological traps for nesting birds. *Biological Invasions*, 12, 33-39.
71. Şekercioğlu, Ç. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. (2004). Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United states of America*, 101, 18042-18047.
72. Scheiman, D. M., Bollinger, E. K., Johnson, D. H. (2003). Effects of leafy spurge infestation on grassland birds. *The Journal of Wildlife Management*, 67, 115–121.
73. Schirmel, J., Bundschuh, M., Entling, M. H., Kowarik, I., Buchholz, S. (2016). Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Global change biology*, 22(2), 594-603.
74. Schmidt, K. A., Nelis, L. C., Briggs, N., Ostfeld, R. S. (2005). Invasive shrubs and songbird nesting success: effects of climate variability and predator abundance. *Ecological Applications*, 15, 258-265.
75. Schmidt, K. A., Whelan, C. J. (1999). Effects of exotic *Lonicera* and *Rhamnus* on songbird nest predation. *Conservation Biology*, 13, 1502–1506.
76. Schneider, J., Buček, A., Řepka, R., Kupec, P., Rebrošová, K., Martin, T. (2010). Péče o chráněná území: Invazní a neofytní druhy a jejich management. Ústav tvorby a ochrany

- krajiny, Mendelova Univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta. [cit. červenec 2016]. <http://www.utok.cz/node/214>.
77. Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M., Cierjacks, A. (2012). Plant species diversity in alien black locust stands: a paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. *Forest Ecology and Management*, 285, 85-91.
 78. Slavík, B. (Ed.) (1995). *Flora of the Czech Republic. Part 4*. Academia, Praha. **ex.** Reif, J., Hanzelka, J., Kadlec, T., Štrobl, M., Hejda, M. (2016). Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree *Robinia pseudacacia* in the Czech Republic as a case study. *Biological Conservation*, 198, 50-59. ******
 79. Škopek, J. (2002). Pěvci - Šoupálek krátkoprstý. Český rozhlas. [cit. srpen 2016]. http://www.rozhlas.cz/hlas/pevci-p/_zprava/soupalek-kratkoprsty--32053.
 80. Tokeshi, M. (1999). *Species Coexistence: Ecological and Evolutionary Perspectives*. Wiley-Blackwell, Oxford.
 81. Tomiało, L. (2000). An East-West gradient in the breeding distribution and species richness of the European woodland avifauna. *Acta ornithologica*, 35(1), 3-17.
 82. ÚHUL - Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. (2014). Mapové informace o lesním hospodářství ČR. [cit. červenec 2016]. <http://geoportal.uhul.cz/LhpoMap/?MapComposition=spt>.
 83. Vadas, E. (1914): *Die Monographie der Robinie mit besonderer Rücksicht auf ihre Forstwirtschaftliche Bedeutung*. – Verlag August Joerges WVE & Sohn, Selmechánya. 252. **ex.** Botanický ústav AV ČR, Letecký ústav VUT v Brně, GISAT (2014). Trnovník akát. [cit. červenec 2016]. <http://www.invaznirostliny.cz/druhy/akat-trnovnik>. ******
 84. Van Turnhout, C. A. M., Hagemeijer, E. J. M., Foppen, R. P. B. (2010). Long-term population developments in typical marshland birds in The Netherlands. *Ardea*, 98(3), 283-299.
 85. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, 14(7), 702-708.
 86. Vítková, M. (2013): KBE01 *Chelidonio majoris-Robinetum pseudoacaciae* Jurko 1963. **ex.** Chytrý M. (ed.). (2013). *Vegetace České republiky. 4. Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha, 138-141. ******

87. Vítková, M., Kolbek, J. (2010). Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia*, 40(2-3), 205-241.
88. Web Středočeského kraje. Informace o Středočeském kraji. [cit. červenec 2016].
<https://www.kr-stredocesky.cz/web/kraj>
89. Weidenhamer, J. D., Callaway, R. M. (2010). Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology*, 36, 59-69.
90. Wiens, J. A. (1992). The ecology of bird communities (Vol. 1). Cambridge University Press.

Položky označené ** jsou tzv. sekundární neboli převzaté citace.

7. Přílohy

Tab. I: Početnost jednotlivých druhů ptáků zjištěných během terénního výzkumu, celkový počet druhů a počet druhů specialistů a generalistů na jednotlivých výzkumných plochách.

		Počet druhů general.																													Počet druhů special.		Počet druhů general.	
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druhů special.	Počet druhů general.		
																															Počet druh			

Tab. II: Podíl jednotlivých dřevin a zápoj jednotlivých pater porostu [%] na jednotlivých výzkumných plochách.

porost	ID plochy	Akát podíl	Jiné puvodní dřeviny podíl	Dub podíl	Lipa malolistá podíl	Habr obecný podíl	Buk lesní podíl	Jasan ztepilý podíl	Třešň podíl	Javor habyka podíl	Javor klen podíl	Dub červený podíl	Stromové patro	Keřové patro	Bylinné patro	Bylinné patro (semenačky)
akát	A01	95,65	4,35	0	0	4,35	0	0	0	0	0	0	40,25	36	45,25	0
akát	A02	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31,25	35	53	0
akát	A03	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36,75	23,25	37	0
akát	A05	87,5	12,5	0	12,5	0	0	0	0	0	0	0	53,75	19	35	1
akát	A11	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	3,38	93,25	3
akát	A12	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31,25	3,13	85,5	0
akát	A15	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	53,5	30	0
akát	A16	92	8	0	0	0	0	8	0	0	0	0	48,5	27,75	35	0
akát	A19	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5	72	4,25	0
akát	A22	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	35,75	78	0
dub	D03	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	71	5,25	10,05	0
dub	D04	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	76	1,08	23,75	8,75
dub	D05	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70,25	0	37,5	15
dub	D07	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	76,75	1,75	2,13	0
dub	D09	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	73,5	1	4,75	1,75
dub	D14	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	76,75	2	7	5,75
dub	D18	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	59,75	2	8,4	0,03
dub	D19	0	100	66,67	12,12	18,18	0	0	0	0	3,03	0	82	2,58	0,05	0
dub	D20	0	100	100	0	0	0	0	0	0	0	0	77	7,88	8,12	3,93
dub	D21	0	100	80,95	0	0	0	0	0	0	0	19,05	74,5	10,5	15,25	15,25
směs	G03	26,32	73,68	57,89	0	5,26	0	10,53	0	0	0	0	67	15,5	21,25	13,75
směs	G04	76	24	24	0	0	0	0	0	0	0	0	57,5	36,75	18,825	0,5
směs	G05	43,75	56,25	56,25	0	0	0	0	0	0	0	0	45	39,25	42,5	5,75
směs	G07	34,61	65,39	61,54	0	3,85	0	0	0	0	0	0	58,75	12,38	3,88	0,05
směs	G08	90	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	41	22,5	12	0
směs	G10	47,62	52,38	52,38	0	0	0	0	0	0	0	0	57,5	1	33,75	15,25
směs	G12	68,75	31,25	31,25	0	0	0	0	0	0	0	0	28,25	47,5	17,5	0
směs	G13	41,18	58,82	35,29	0	23,53	0	0	0	0	0	0	56,25	0	6,25	0
směs	G14	72,72	27,28	13,64	0	9,09	0	0	4,55	0	0	0	49,5	28,25	17,63	1,25
směs	G15	29,41	70,58	47,06	0	5,88	5,88	5,88	5,88	0	0	0	45,5	5,35	9,08	0,25
směs	G16	13,04	86,96	73,91	0	8,7	0	0	0	4,35	0	0	62	1,5	5,13	0,05
směs	G21	31,03	68,97	58,62	0	0	0	10,35	0	0	0	0	61,25	14,75	7,13	6,58

Tab. III: Seznam všech zaznamenaných druhů ptáků, jejich zařazení jako specialista/generalista (podle Reifa et al., 2010) a celková početnost na všech výzkumných plochách dohromady.

Druh (lat.)	Druh	Specialista/ generalista	Početnost
<i>Aegithalos caudatus</i>	Mlynařík dlouhoocasý	G	13
<i>Anthus trivialis</i>	Linduška lesní	G	5
<i>Carduelis chloris</i>	Zvonek zelený	G	1
<i>Certhia brachydactyla</i>	Šoupálek krátkoprstý	S	15
<i>Certhia familiaris</i>	Šoupálek dlouhoprstý	S	13
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Blask tlustozobý	G	44
<i>Columba palumbus</i>	Holub hřivnáč	G	2
<i>Corvus corone</i>	Vrána černá	G	1
<i>Dendrocopos major</i>	Strakapoud velký	G	15
<i>Dendrocopos medius</i>	Strakapoud prostřední	S	3
<i>Dendrocopos minor</i>	Strakapoud malý	S	3
<i>Dryocopus martius</i>	Datel černý	S	2
<i>Emberiza citrinella</i>	Strnad obecný	G	12
<i>Erithacus rubecula</i>	Červenka obecná	G	48
<i>Ficedula albicollis</i>	Lejsek bělokrký	S	31
<i>Fringilla coelebs</i>	Pěnkava obecná	G	65
<i>Garrulus glandarius</i>	Sojka obecná	G	11
<i>Muscicapa striata</i>	Lejsek šedý	G	2
<i>Parus caeruleus</i>	Sýkora modřinka	G	103
<i>Parus major</i>	Sýkora koňadra	G	110
<i>Parus montanus</i>	Sýkora lužní	S	1
<i>Parus palustris</i>	Sýkora babka	S	11
<i>Phasianus colchicus</i>	Bažant obecný	G	2
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Rehek zahradní	G	1
<i>Phylloscopus collybita</i>	Budníček menší	G	19
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Budníček lesní	S	5
<i>Pica pica</i>	Straka obecná	G	1
<i>Picus viridis</i>	Žluna zelená	G	8
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Hýl obecný	S	1
<i>Sitta europaea</i>	Brhlík lesní	G	48
<i>Sturnus vulgaris</i>	Špaček obecný	G	48
<i>Sylvia atricapilla</i>	Pěnice černohlavá	G	33
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Střízlík obecný	G	4
<i>Turdus merula</i>	Kos černý	G	59
<i>Turdus philomelos</i>	Drozd zpěvný	G	16
<i>Turdus pilaris</i>	Drozd kvičala	G	2
<i>Turdus viscivorus</i>	Drozd brávník	S	4